

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta
Katedra fyzické geografie a geoekologie



Zelená infrastruktura střední Evropy
Green Infrastructure of Central Europe

Diplomová práce

Eliška Fňukalová
Praha 2016
Vedoucí práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci vypracovala samostatně a že jsem všechny použité zdroje řádně citovala. Tato práce ani žádná její část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci knihovny.

V Praze dne 15.8. 2016

.....
Eliška Fňukalová

PODĚKOVÁNÍ

Na tomto místě bych ráda poděkovala svému školiteli Dušanu Romportlovi a svému konzultantovi Vladimíru Zýkovi. Děkuji!

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Název práce

Zelená infrastruktura střední Evropy

Klíčová slova

ekosystémové služby – ekologické sítě - zelená infrastruktura

ecosystem services – ecological networks – green infrastructure

Cíle práce

- Model priorit územní ochrany přírody a krajiny ve střední Evropě v kontextu hodnocení kvality a míry fragmentace prostředí
- Vymezení zelené infrastruktury

Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje

Rešerše problematiky ekosystémových služeb jejich ochrany. Analýza míry ekologické integrity krajiny střední Evropy - identifikace maximálních potenciálních hodnot v rámci vymezených krajinných typů s využitím databáze CORINE Land Cover 2006 (EEA) dle metodiky Burkhard et al. 2012. Stanovení priorit územní ochrany přírody vymezením zelené infrastruktury s využitím „gap analysis“.

Datum zadání:

20.7.2016

Podpis studenta

Eliška Fňukalová

Podpis vedoucího práce

RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Podpis vedoucího katedry

Abstrakt: Zelená infrastruktura střední Evropy

Zelená infrastruktura je strategicky plánovaná síť rozšiřující dosavadní systém ochrany přírody o ochranu ekosystémových služeb. Udržení stávajících hodnot ekosystémových služeb je při současných projekcích změn klimatu a land use v hustě osídlené Evropě klíčové pro zajištění environmentální bezpečnosti a lidského blahobytu.

Tato práce identifikuje síť lokalit vhodných pro zelenou infrastrukturu ve střední Evropě. Dva principy, na nichž je metodický přístup postaven, jsou multifunkčnost a vnitřní konektivita území. Multifunkčnost krajiny je vyjádřena kapacitou ekosystémů poskytovat podpůrné a regulační služby pro třídy krajinného pokryvu CORINE Land Cover (Burkhard et al., 2009). Na základě prostorové distribuce potenciálu ekosystémových služeb je softwarem Linkage Mapper navržena ekologická síť propojující jádrová území lokalit Natura 2000.

Návrh zelené infrastruktury na 17 % plochy střední Evropy identifikuje oblasti s nadprůměrnou kapacitou poskytovat ekosystémové služby. Dále je strukturálním prvkem propojujícím lokality Natura 2000, čímž přispívá k úplné implementaci této soustavy na ekologickou síť. Překryvem s dálkovými migračními koridory velkých savců zajišťuje také funkční konektivitu krajiny. Zelená infrastruktura je navíc rovnoměrně rozložena po celém zájmovém území a rozšiřuje ochranu přírody i do antropogenně ovlivněných regionů. Vymezení zelené infrastruktury je jedním z cílů Evropské strategie pro biodiverzitu k roku 2020 stejně jako požadavek na úplnou implementaci Směrnice o ptácích a Směrnice o stanovištích.

Abstract: Green Infrastructure of Central Europe

Green infrastructure is a strategically planned network that broadens the traditional conservation efforts to encompass the concept of ecosystem services. This study aims to identify green infrastructure network in Central Europe.

Method presented in this thesis is an analysis of ecological connectivity based on ecosystem services potential quantified for CORINE land cover classes (Burkhard et al., 2009). Design of ecological corridors between the core areas represented by Natura 2000 sites is dependent on the capacity of ecosystems to provide ecological integrity and regulating services. Analysis was performed in ArcGIS Linkage Mapper extension.

Green infrastructure network identifies 17 % of area of Central Europe that provides high values of ecosystem services. Corridors also create linkages between Natura 2000 sites and improve biodiversity conservation as well as they support migration corridors for large mammals. Full implementation of the Birds and Habitats directive and promoting of a European Green Infrastructure are two important targets of The EU Biodiversity strategy to 2020.

Obsah

Obsah.....	6
Seznam tabulek a obrázků.....	7
1 ÚVOD.....	10
2 EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY.....	12
2.2 Dělení ekosystémových služeb.....	13
2.3 Kvantifikace a mapování ekosystémových služeb.....	14
2.4 Interakce ekosystémových služeb.....	16
2.5 Biodiverzita jako ekosystémová služba.....	16
3 OCHRANA EKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽEB.....	18
3.1 Proč chránit ekosystémové služby?.....	18
3.2 Jak chránit ekosystémové služby?.....	20
3.3 Evropské ekologické sítě.....	23
3.4 Soustava Natura 2000.....	24
4 ZELENÁ INFRASTRUKTURA.....	26
4.1 Zelená infrastruktura.....	26
4.2 Návrhy zelené infrastruktury v Evropě.....	28
5 METODIKA.....	32
5.1 Zájmové území.....	32
5.2 Metodika a zdroje dat.....	32
(1) Typologie přírodní krajiny střední Evropy.....	33
(2) Kvantifikace potenciálu ekosystémových služeb.....	37
(3) Vymezení sítě zelené infrastruktury.....	38
6 VÝSLEDKY.....	41
6.1 Typologie přírodní krajiny střední Evropy.....	41
6.3 Kapacita ekosystémů poskytovat ekosystémové služby.....	46
6.3 Vymezení zelené infrastruktury.....	48
6.6 Zelená infrastruktura a typy přírodní krajiny.....	55
7 DISKUZE.....	56
7.1 Metodika práce.....	56
7.1.1 Typologie přírodní krajiny.....	56
7.1.2 Kritérium multifunkčnosti zelené infrastruktury.....	58
7.1.3 Kritérium vnitřní konektivity zelené infrastruktury.....	58
7.2 Prostorové vymezení zelené infrastruktury.....	59
7.3 Zelená infrastruktura jako prvek ochrany biodiverzity a ekosystémových služeb.....	60

8 ZÁVĚR.....	62
SEZNAM LITERATURY & ZDROJŮ.....	63

Seznam tabulek a obrázků

Obr. 1: Ekosystémová kaskáda.....	12
Tab. 1: Příklady jednotlivých ekosystémových služeb podle kategorií MA (2005).....	13
Obr. 2: Toky ekosystémových služeb.....	15
Obr. 3: Teoretický vztah mezi produkcí ekosystémových služeb a stupněm antropogenní přeměny ekosystému.....	17
Obr. 4: Model DPSIR.....	19
Obr. 5: Schématický vývoj chápání ochrany přírody.....	20
Tab. 2: Cíle managementu chráněných území podle kategorií IUCN.....	22
Obr. 6: Zelená infrastruktura v Evropě k roku 2006.....	29
Obr. 7: Jádrové zóny zelené infrastruktury k roku 2006.....	30
Obr. 8: Návrh sítě zelené infrastruktury.....	31
Tab. 3: Prostorové vstupní datasety, jejich formát a zdrojová databáze.....	33
Obr. 9: Rastrové datasety vstupující do typologie přírodní krajiny.....	35
Obr. 10: Vektorový dataset vstupující do typologie přírodní krajiny.....	36
Tab. 4: Skupiny půd pro potřeby vymezení typologie přírodní krajiny.....	36
Obr. 11: Vrstva krajinného pokryvu CORINE Land Cover 2012.....	38
Obr. 12: Bariéry a jádrové zóny vstupující do vymezení zelené infrastruktury.....	39
Obr. 13: Výsledný rezistenční povrch vstupující do analýzy konektivity krajiny.....	40
Obr. 14: Typologie přírodní krajiny střední Evropy.....	41
Obr. 15: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat ekologickou integritu.....	44
Obr. 16: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat regulační služby.....	44
Obr. 17: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat zásobovací služby.....	45
Obr. 18: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat kulturní služby.....	45
Obr. 19: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat ekosystémové služby.....	46
Obr. 20: Rozložení kapacity krajinných typů poskytovat vybrané ekosystémové služby.....	47
Obr. 21: Zelená infrastruktura střední Evropy.....	48
Obr. 22: Srovnání rozlohy chráněných území, které zůstávají mimo z. infrastrukturu.....	49
Obr. 23: Spojitost sítě zelené infrastruktury.....	51
Obr. 24: Překryv zelené infrastruktury a dálkových migračních koridorů velkých savců.....	52
Obr. 25: Srovnání prostorové distribuce zelené infrastruktury a vysoce multifunkčního území.....	53
Obr. 26: Srovnání relativního rozložení kapacity ekosystémů poskytovat e. Služby.....	54
Obr. 27: Rozložení tříd CORINE Land Cover 2012 na území zelené infrastruktury.....	55
Obr. 28: Rozložení tříd CORINE Land Cover 2012 na území zelené infrastruktury.....	55
Obr. 29: Srovnání vymezení zelené infrastruktury v regionu střední Evropy.....	59

Seznam příloh

Práce mimo číslovaných tabulek a obrázků obsahuje i několik příloh. Přílohy označené písmenem P (příloha) mají formát A4 a nacházejí se na konci této práce. Přílohy označené písmenem L (list) mají formát A3 a jsou vloženy v obálce ve vnitřní straně desek.

- P1 Originální legenda CORINE Land Cover
- P2 Rozložení zelené infrastruktury a lokalit Natura 2000 ve státech střední Evropy.
- L1 Prvky zelené infrastruktury seskupené podle rolí, které má zelená infrastruktura zastávat.
- L2 Kapacita tříd krajinného pokryvu CORINE Land Cover poskytovat ekosystémové služby.
- L3 Typologie přírodní krajiny střední Evropy.
- L4 Zelená infrastruktura střední Evropy.
- L5 Prostorové rozložení kvality zelené infrastruktury.

1 ÚVOD

Povrch Země je již po tisíciletí pozměňován působením člověka a vliv společnosti na přírodní prostředí stále stoupá s rostoucí populací a tlakem na využívání přírodních zdrojů. Žádná část zemského povrchu již v dnešní době nezůstává neovlivněna člověkem, ať už přímo či nepřímo (Vitousek et al., 1997). Tradiční studium přírodních celků se i v globálním měřítku posouvá ke studiu komplexních socioekologických systémů, v nichž je uvažováno působení člověka za neoddělitelnou součást jejich charakteru a fungování (Alessa & Chapin, 2008; Ellis & Ramankutty, 2008; Václavík et al., 2013). Člověk je tedy v současné době považován za hlavní faktor ovlivňující dynamiku ekosystémů.

Lidé jsou však zároveň závislí na hmotných i nehmotných benefitech poskytovaných ekosystémy (MA, 2005). Výskyt, stav a konfigurace ekosystémů poskytujících ekosystémové služby jsou klíčové proměnné pro zajištění trvalé udržitelnosti a lidského blahobytu (Haines-Young & Potschin, 2010). Ochrana přírodního kapitálu, resp. ekosystémových služeb, se tak stává dalším východiskem pro ochranu přírody a krajiny (Haslett et al., 2010). Tradiční ochrana přírody je založena na ochraně biodiverzity. Biodiverzita je však pouze jednou ze služeb, které ekosystémy poskytují (MA, 2005), a pro dostatečnou ochranu různorodých ekosystémových služeb musí být přizpůsobeny či změněny také dosavadní strategie ochrany.

Evropská strategie pro biodiverzitu jmenuje jako prostředek k ochraně ekosystémových služeb vymezení sítě zelené infrastruktury (Evropská komise, 2011). Budoucí nárůst plochy sítě zelené infrastruktury je nutný pro udržení současných hodnot poskytovaných ekosystémových služeb vzhledem k očekávaným změnám v land use (Maes et al., 2015).

Cílem této práce je identifikace vhodných lokalit pro vymezení sítě zelené infrastruktury ve střední Evropě. Kritérií, na jejichž základě bude zelená infrastruktura vymezena, je několik:

1. Ochrana ekosystémových služeb

Ochrana ekosystémových služeb je s ohledem na jejich klesající trend a spojitost s lidským blahobytem nezbytná. Otázkou zůstává, jakým způsobem ekosystémové služby chránit a jak je začlenit do současného systému ochrany přírody, který je založen na ochraně biodiverzity.

2. Konektivita habitatů

Vnitřní konektivita je jedním z poznávacích znaků zelené infrastruktury. Konektivita habitatů je klíčová pro stabilitu populací a biodiverzity, a rozšiřování a migraci druhů v krajině.

3. Podpora biodiverzity

Snaha snížit či úplně zastavit rychlost ztráty biodiverzity byla jedním z cílů Konvence o biologické rozmanitosti k roku 2010 (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2005). Tento závazek se však nepodařilo naplnit (Butchart et al., 2010), a tak je ochrana ekosystémových služeb a nové principy, které přináší, vnímána jako prostředek, který by mohl pomoci tohoto závazku dosáhnout (Goldman et al., 2008). Biodiverzita může být považována za jednu z ekosystémových služeb, jejichž kvantifikace je výchozím kritériem pro bod 1.

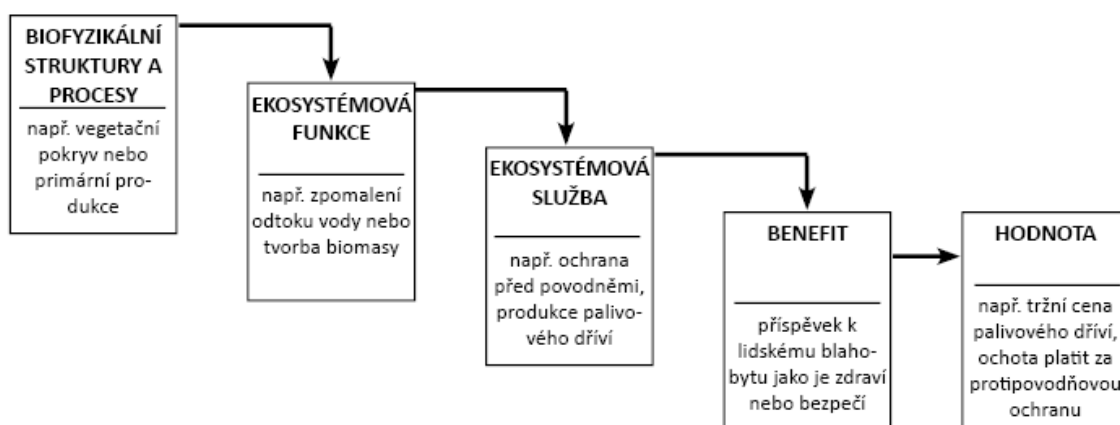
Metodika praktické části práce je založena na klasickém modelování konektivity krajiny pomocí odporového povrchu. Jako jádrové zóny při vymezování sítě lokalit byla zvolena chráněná území soustavy Natura 2000. Tato síť slouží k ochraně biodiverzity na evropské úrovni. Úplná implementace evropských směrnic, na nichž je Natura 2000 vystavěna, je také cílem Evropské strategie pro biodiverzitu k roku 2020 (Evropská komise, 2011). Klíčovým přístupem v této práci je vyjádření odporového povrchu pomocí prostorového rozložení hodnot ekosystémových služeb, které jsou expertně kvantifikovány podle typu land use. Zohlednění různého potenciálu ekosystémů poskytovat ekosystémové služby v různých fyzikogeografických podmínkách přináší další analýzy založené na typologii přírodní krajiny střední Evropy. Při její tvorbě autorka vycházela z poznatků a datových podkladů, které zpracovala v rámci své bakalářské práce.

Text práce se dělí na rešeršní a praktickou část. V rešeršní části jsou nejprve shrnuty teoretické poznatky o ekosystémových službách, jejich vzájemných vztazích a ochraně ekosystémových služeb ve vztahu ke stávajícímu systému ochrany přírody a krajiny. Dále je text věnován zelené infrastruktuře a studiím, které se zabývaly jejím vymezením v měřítku Evropy. Praktická část práce popisuje metodiku a datové vstupy do analýzy a následně prezentuje získané výsledky, které závěrem diskutuje.

2 EKOSYSTÉMOVÉ SLUŽBY

2.1 Co jsou ekosystémové služby?

Ekosystémové služby jsou přímé a nepřímé příspěvky ekosystémů k lidskému blahobytu (TEEB, 2010). Produkce ekosystémového zboží a služeb odráží přítomnost a stav ekosystémů v krajině (Haines-Young & Potschin, 2010; Kienast et al., 2009). Tato závislost se nejčastěji ilustruje pomocí ekosystémové kaskády (obr. 1). Na začátku kaskády jsou znázorněny elementy biotického a abiotického prostředí, na jejichž fyzické přítomnosti a uspořádání v krajině závisí ekosystémové funkce, tedy mechanismy, které generují ekosystémové služby. Ekosystémovou službou se ekosystémová funkce stává až tehdy, když ji člověk považuje za užitečnou, a plynou mu z ní benefity, které využívá buď jako hmotné zboží (*goods*), nebo jako nehmotné služby (*services*). Benefitům může být přisouzena hodnota.



Obr. 1: Ekosystémová kaskáda znázorňující vztah prostředí, ekosystémových služeb a hodnot, které těmto službám mohou být přisuzovány.

Zdroj: upraveno podle Haines-Young & Potschin (2010)

Produkce ekosystémových služeb se odvíjí od potřeb člověka. To znamená, že se ekosystémové služby plynoucí z jednoho ekosystému mohou měnit v čase nebo prostoru podle toho, jak se mění potřeby společnosti, která je využívá. Jedna ekosystémová služba může produkovat více různých benefitů a více ekosystémových služeb může vést

k produkci jednoho benefitu. Ohodnocení benefitu je závislé na hodnotovém systému zájmové skupiny, která jej využívá.

2.2 Dělení ekosystémových služeb

Do současné doby bylo navrženo několik systémů identifikace a třídění ekosystémových služeb (např. De Groot et al., 2002; Millenium Ecosystem Assessment, 2005; Wallace, 2007; Costanza, 2008; TEEB, 2010; CICESv4.3). Klasifikace reflektují různorodé typy benefitů nebo prostorová a časová měřítka. Jedna z prvních publikovaných klasifikací je obsažena ve studii Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005). Tato studie dělí ekosystémové služby do čtyř skupin, na podpůrné, regulační, produkční a kulturní, a to podle typu benefitů (tab. 1).

Tab. 1: Příklady jednotlivých ekosystémových služeb roztržděných do kategorií podle zprávy Millennium Ecosystem Assessment.

Zdroj: Millennium Ecosystem Assessment (2005)

PODPŮRNÉ SLUŽBY	ZÁSOBOVACÍ SLUŽBY
koloběh živin,	jídlo,
tvorba půdy,	pitná voda,
primární produkce,	dřevo a vlákna,
...	palivo,
	...
REGULAČNÍ SLUŽBY	KULTURNÍ SLUŽBY
regulace klimatu,	estetické,
regulace povodní,	spirituální,
regulace chorob a škůdců,	vzdělávací,
čištění vody,	rekreační,
...	...

Nedostatkem této kategorizace je, že nezohledňuje rozdělení ekosystémových služeb na finální služby (*final services*) a mezislužby (*intermediate services*), které zlepšují stav a funkčnost ekosystému, ale neplynou z nich přímé benefity (Boyd & Banzhaf, 2007; Fisher et al., 2009). Ačkoli mezislužbou může být ekosystémová služba z prakticky kterékoli kategorie, zejména podpůrné a regulační služby definované v klasifikaci MA (2005) fungují jako mezislužby podporující ekosystémové funkce (Wallace, 2007). Obecně lze říci, že přesné rozdělení mezi ekosystémovými funkcemi, službami a benefity je stále diskutováno (De Groot, 2010). Na stejném základě jako MA (2005) byly vystaveny také klasifikace TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) a CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*). Klasifikace CICES je vytvořena s ambicí poskytovat jednotný klasifikační rámec ekosystémových služeb. Má hierarchickou strukturu a mezi

ostatními klasifikačními systémy (TEEB a MA) poskytuje převodní tabulku. Klasifikace CICES se zabývá pouze finálními ekosystémovými službami.

2.3 Kvantifikace a mapování ekosystémových služeb

Pro srovnání schopnosti jednotlivých lokalit poskytovat ekosystémové služby je nutné služby zmapovat a kvantifikovat. Existuje rozmanité množství způsobů ohodnocení produkce ekosystémových služeb, které se dají rozdělit například podle měřítka, vstupních dat a jejich procesování, nebo podle jednotek, ve kterých jsou nakonec ekosystémové služby vyjádřeny (Maes et al., 2012a; Schulp et al., 2014). Následující shrnutí vychází z třídění přístupů ke kvantifikaci, které nastínil Maes et al. (2012a).

Nejjednodušším způsobem je expertní empirické zhodnocení pro typologicky zpracovanou podkladovou mapu, zpravidla pro jednotlivé typy land cover nebo land use (např. Burkhard et al., 2009; Kopperoinen et al., 2014; Vrebos et al., 2015). Hodnocení je pak provedeno typicky nemonetárně na bodové škále, kde nejnižší hodnota vyjadřuje nejmenší produkci ekosystémové služby a nejvyšší hodnota naopak její nejvyšší kvantitu v daném ekosystému. Výhodou tohoto způsobu je zejména lehká přenositelnost na velká území (Jacobs et al., 2015), i když v praxi byl přístup použit i na relativně malé státy či regiony (např. Kopperoinen et al., 2014; Frélichová et al., 2014).

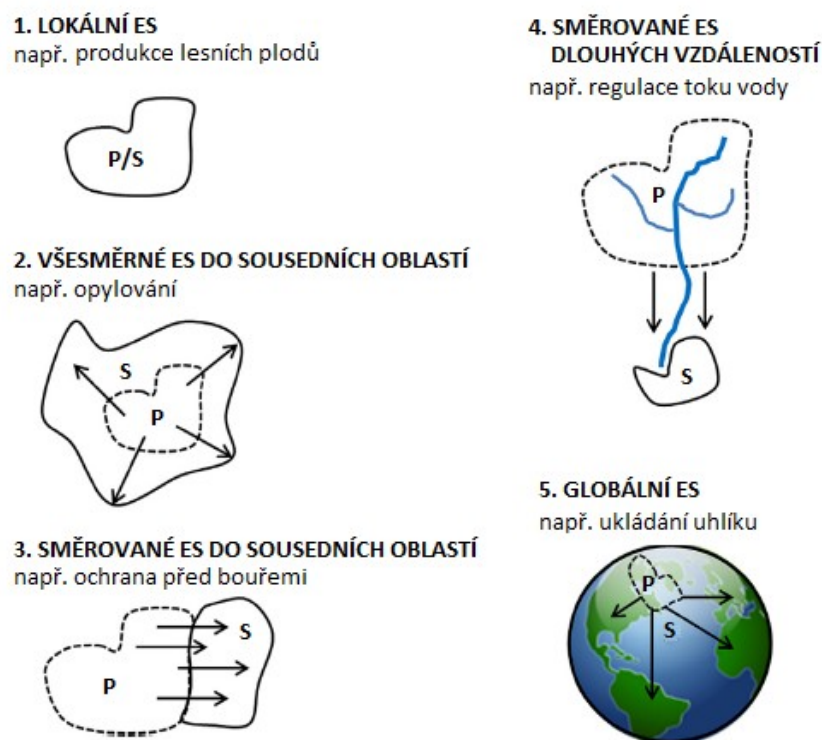
Další variantou mapování ekosystémových služeb je jejich kvantifikace přes primární data nebo proxy proměnnou. Primární data v podobě statistických údajů jsou dostupná zejména pro produkční služby, zatímco regulační a kulturní služby se obvykle mapují přes proxy proměnnou (Crossman et al., 2013). Nejvhodnější je získat co největší počet reprezentativních údajů vzorkováním sledovaného regionu. Pokud data nejsou odebírána ručně, musí se měřítko mapování přizpůsobit velikosti jednotek, za které jsou dostupné statistické údaje. Mapování přes proxy proměnné je méně přesné než přes primární data (Eigenbrod et al., 2010).

Metoda přenosu hodnot (*value transfer*, též *benefit transfer*) extrapoluje hodnoty naměřené na malém území na celou rozlohu regionu, která mu svými vlastnostmi odpovídá (Costanza et al., 1997; Troy & Wilson, 2006). Přenos hodnot předpokládá neměnné přírodní i socioekonomické prostředí a může se zakládat právě na primárních datech nebo proxy proměnných. Zmenšování měřítka a zvýšení rozlohy území je možné taky u výsledků z modelů.

Některé metody mapování a modelování ekosystémových služeb jsou založeny na konkrétních funkčních vlastnostech organismů v ekosystému, protože ekosystémové služby vychází z ekosystémových funkcí. Těmito vlastnostmi je míněna například výška rostliny nebo velikost listové plochy (Lavorel & Grigulis, 2012).

Další variantou jsou dynamické modely založené na ekosystémových procesech, nebo modely odhadující ekologickou produkční funkci. Takové modely berou fungují na základě konceptu ekosystémové kaskády a modelují nejprve biofyzikální struktury a procesy v krajině a až na jejich základě vyhodnocují ekosystémové služby. Nejznámějšími modely jsou InVEST (Tallis & Polasky, 2009) a ARIES (Villa et al., 2009).

Při snaze o kvantifikaci a zmapování distribuce ekosystémových služeb je největším úskalím dynamika ekosystémových služeb. Některé studie mapují potenciál krajiny poskytovat ekosystémové služby (*ecosystem services potential, provision, supply or capacity*), jiné řeší pouze lidmi skutečně spotřebované benefity (*ecosystem services delivery*) a další berou v úvahu toky služeb (*ecosystem services flows*) a explicitně mapují poptávku po benefitech (*ecosystem services demand*) (např. Burkhard et al., 2014; Vrebos et al., 2015). Toky služeb mohou být usměrňovány jak přírodními procesy (např. gravitací), tak působením člověka. Fisher et al. (2009) klasifikuje vztahy mezi místem produkce ekosystémových služeb a místem spotřeby jako (1) in situ: spotřeba se děje v místě produkce; (2) všesměrné (*omni-directional*): benefity z jednoho bodu jsou spotřebovány ve všech směrech v okolní krajině; (3) směrované (*directional*): benefity jsou spotřebovávány podle směru toku ekosystémových služeb (obr. 2).



Obr. 2: Toky ekosystémových služeb. Prostorový vztah místa produkce ekosystémové služby (P) a místa spotřeby této služby (S).

zdroj: upraveno podle Cimon-Morin et al. (2013)

2.4 Interakce ekosystémových služeb

Dynamika jednotlivých skupin ekosystémových služeb není vzájemně nezávislá. Některé služby se vyskytují pohromadě jako svazky (*services bundles*). Mezi některými službami zase panuje nepřímá úměra a vzrůst jedné služby znamená pokles jiné (*trade-off*). Jindy růst jedné služby podnítl také nárůst dalších služeb (*synergy*). Tyto reakce mohou indikovat buď odezvu na totožnou vnější změnu, nebo interakci mezi ekosystémovými službami (Bennett et al., 2009).

Vztahy mezi ekosystémovými službami mohou být také neutrální. Tyto vztahy jsou připisovány působení mezi funkčními vlastnostmi (*functional traits*) organismů, jenž mají vliv na ekosystémové funkce a tím pádem i ekosystémové služby (Lavorel & Grigulis, 2012). Výsledky různých studií (Anderson et al., 2009; Jopke et al., 2014; Lee & Lautenbach, 2016; Maes et al., 2012b; Raudsepp-Hearne et al., 2010) ukazují, že vnitřní synergii vykazuje hlavně skupina regulačních služeb. Z této skupiny dosahuje obecně nejvyšších pozitivních korelací s libovolnými ostatními službami ukládání uhlíku (*carbon storage, carbon sequestration*). Trade-off se objevuje mezi zásobovacími službami a regulačními anebo kulturními službami. Lee & Lautenbach (2016) či Anderson et al. (2009) také demonstrují, že závislost interakcí může ovlivnit měřítko, způsob kvantifikace vztahu služeb a socioekologická jednotka, ve které je studie provedena.

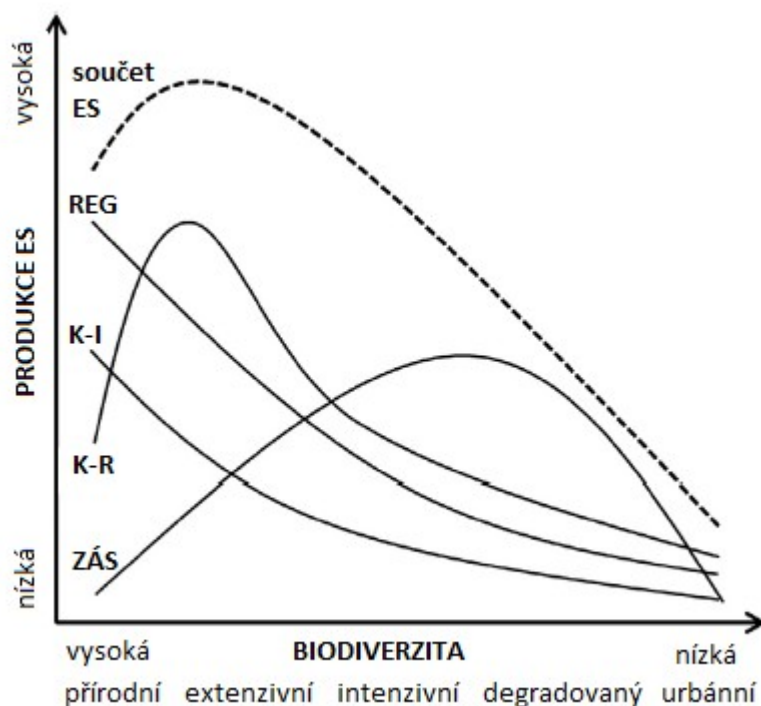
2.5 Biodiverzita jako ekosystémová služba

Vztah biodiverzity a ekosystémových služeb má několik úrovní. Biodiverzita může být chápána jako regulátor ekosystémových procesů (např. resilience ekosystému), jako finální ekosystémová služba (potenciální hodnota přírodních léčiv, které můžeme z ekosystému získat), nebo přímo jako ekosystémové zboží (kulturní hodnoty biodiverzity) (Mace et al., 2012). Ridder (2008) upozorňuje, že je termín biodiverzita používán ve dvou významech, a to buď poukazuje na rozmanitost jako sumu druhů, nebo ve druhém významu poukazuje na konkrétní, v danou chvíli pro daný region významné druhy. Následující citované studie nepoužívají jednotnou definici biodiverzity a termín může být chápán v každé z nich různě.

Případové studie, které si kladly za cíl zjistit více o prostorových vztazích biodiverzity a ekosystémových služeb po celém světě, nedošly k jednoznačným výsledkům. Rešerši jejich výsledků přináší Cimon-Morin et al. (2013). Pozitivní prostorové korelace byly souhlasně nalezeny mezi biodiverzitou a ekosystémovými službami týkajícími se zadržování a poskytování vody v krajině (Maiorano et al., 2007; Rodrigues et al., 2004). Dále byla biodiverzita pozitivně korelována s rekreací (Chan et al., 2006) a s akumulací a retencí půd (Chan et al., 2006). Negativní korelace vykazuje biodiverzita se službami opylování (Egoh et al., 2009) a ukládání uhlíku (Chan et al., 2006). Nejednoznačné výsledky mají zejména produkční služby, kdy v případě Velké Británie byl nalezen pozitivní

vztah mezi biodiverzitou a zemědělskou produkcí (Anderson et al., 2009), zatímco v Jižní Africe negativní vztah mezi biodiverzitou a produkcí pícniny (Egoh et al., 2009).

Z tohoto shrnutí vyplývá, že biodiverzita jako jedna z ekosystémových služeb také podléhá interakcím s ostatními službami, ale tyto interakce se ve jmenovaných studiích nepodařilo vždy shodně identifikovat. Ukazuje se, že výsledky závisí na výběru ekosystémových služeb a jejich proxy, na výběru ukazatelů biodiverzity, prostorovém rozlišení analýzy, celkové velikosti zkoumaného území, i na geografickém regionu, kde je výzkum uskutečněn. Obecný vztah biodiverzity a skupin ekosystémových služeb na gradientu antropogenní modifikace krajiny ukazuje obrázek 3.



Obr. 3: Teoretický vztah mezi produkcí ekosystémových služeb a stupněm antropogenní přeměny ekosystému, která je také vyjádřena jako množství původní biodiverzity. Ekosystémové služby jsou vyjádřeny ve skupinách jako zásobovací služby (ZÁS), kulturně-rekreační (K-R), kulturně-informační (K-I), regulační (REG) a celkový úhrn ekosystémových služeb ze všech skupin.

zdroj: upraveno podle Braat&ten Brink eds. (2010), s. 25

3 OCHRANA EKOSYSTÉMOVÝCH SLUŽEB

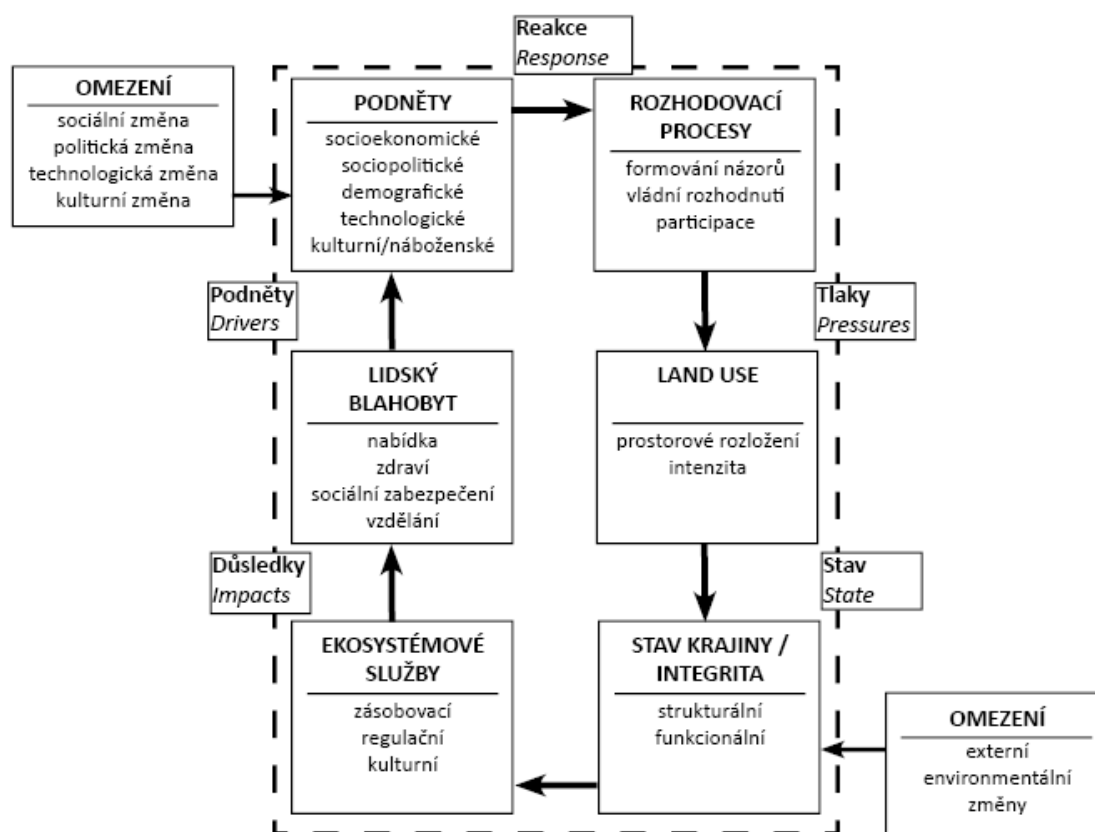
3.1 Proč chránit ekosystémové služby?

Zpráva Millenium Ecosystem Assessment (2005) zdůraznila, že více než polovina ze studovaných ekosystémových služeb ve druhé polovině dvacátého století poklesla. Nárůst v této periodě zaznamenaly produkční služby, ale stalo se tak na úkor služeb z ostatních skupin. Tyto závěry vzbudily diskuzi o nutnosti ochrany ekosystémových služeb.

„Ekosystémové zboží a služby, soukromé i veřejné, poskytované multifunkčními krajinami“ se souhrnně nazývají přírodní kapitál (*natural capital*) (De Groot, 2006). Přírodní kapitál je pak základem environmentální bezpečnosti (*environmental security*). Význam tohoto pojmu je spíše z oblasti politologie a mezinárodních vztahů. Přírodní zdroje byly již v minulosti důvodem neklidu ve společnosti a zdrojem konfliktů, a v současné době degradace životního prostředí je otázka environmentálního bezpečnosti stále aktuální jako součást národní bezpečnosti.

Podle Wolferse (1962, in Müller et al., 2008) je jakákoli „bezpečnost“ spojena s minimalizací objektivního ohrožení a také s minimalizací subjektivního strachu z ohrožení. Müller et al. (2008) proto definuje environmentální bezpečnost takto: „Environmentální bezpečnost – objektivně – vyhodnocuje úroveň ohrožení udržitelných krajinných hodnot ve smyslu ekosystémového zboží a služeb v různých měřítkách, a – subjektivně - vyjadřuje velikost obav, že tyto hodnoty mohou být ohroženy a případně ztraceny.“ Koncept ekosystémových služeb umožňuje objektivně vyjádřit první část této definice (Petrosillo et al., 2009). Navíc může být ekonomická hodnota přírodního kapitálu díky ekosystémovému přístupu plně vyčíslena, protože je umožněno i započtení dříve částečně přehlížených nespolečenských a nemonetárních služeb (Heal, 2000). Na základě takového zhodnocení, jako proběhlo například v rámci studie Millenium Ecosystem Assessment (2005), pak mohou být postavena reálná opatření. Přírodní kapitál se tak stává centrem zájmu nejenom přírodovědců a ekonomů, ale i politiků.

Úroveň environmentální bezpečnosti závisí na působení člověka na přírodu v rámci socioekologických celků. Cykličnost interakcí člověka a přírodního prostředí znázorňuje například model DPSIR (*Drivers-Pressures-State-Impact-Response*) Evropské environmentální agentury (obr. 4). Z tohoto schématu vyplývá, že tlakem ovlivňujícím míru poskytovaných ekosystémových služeb jsou změny ve využívání krajiny.



Obr. 4: Model DPSIR socioekologického systému a spojitost ekosystémových služeb s krajinným plánováním.

zdroj: upraveno podle Müller et al. (2008)

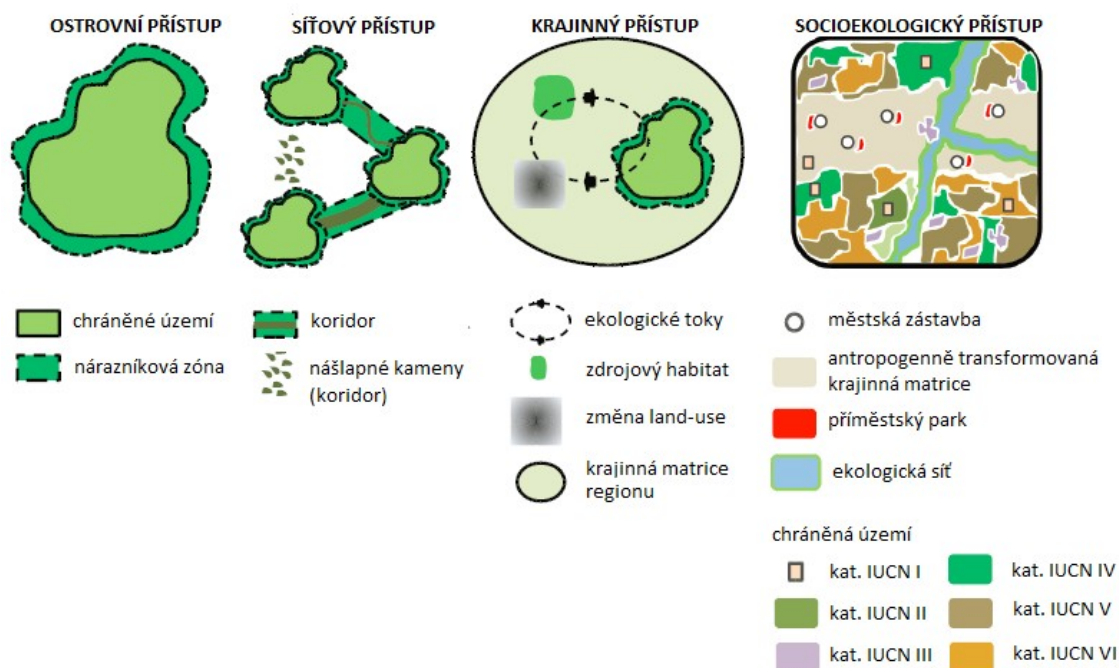
Evropská strategie pro biodiverzitu k roku 2020 (*The EU Biodiversity Strategy 2020*) jmenuje celkem šest klíčových cílů, jenž by měly být dosaženy k roku 2020, a v současném znění se poprvé zaměřuje také na ekosystémové služby. Cílem číslo dva je podpora a obnova ekosystémů a jejich služeb. V rámci tohoto cíle jsou vytyčeny tři akce, které mají vést k jeho uskutečnění a to (1) zlepšení znalosti o ekosystémech a ekosystémových službách v rámci EU; (2) určení priorit pro obnovu a zřízení zelené infrastruktury; (3) zajištění, aby nedocházelo k dalším ztrátám biodiverzity a ekosystémových služeb (Evropská komise, 2011).

Stejně tak Konvence o biologické rozmanitosti (*Convention on Biological Diversity, CBD*) ve strategickém plánu z roku 2004 mimo rozhodnutí zastavit pokles biodiverzity k roku 2010 zmiňuje podporu ekologické integrity a ekosystémových služeb a zboží, které biodiverzita poskytuje.

3.2 Jak chránit ekosystémové služby?

Ochrana přírody je koncipována jako ochrana biodiverzity, jedinečných krajín či přírodních celků v kontextu daného regionu, a po novém miléniu také jako ochrana ekosystémových služeb. Tradiční chráněná území pokrývají území s jedinečnou biodiverzitou a mají za úkol ji separovat od procesů, které ji mohou ohrožovat (Margules & Pressey, 2000).

Palomo et al. (2014) stručně rekapituluje vývoj teoretického rámce ochrany přírody (obr. 5). Prvotní přístup se nazývá jako ostrovní (*island approach*). Vznikl již v roce 1872 ustanovením Yellowstonského národního parku (IUCN, 2010) a zůstal dlouhou dobu neměnný. Název tohoto přístupu odkazuje na jeho staticčnost a izolovanost v rámci okolní krajiny (Margules & Pressey, 2000), i když později se kolem chráněných území začaly vymezovat nárazníkové zóny (*buffer zone*), které zajišťují pozvolnější gradient hranic území. Síťový přístup (*network approach*) přináší zohlednění dynamiky druhů a snaží se o propojení jednotlivých ostrovů chráněných území v krajině. Zvyšuje se tak rozloha území, které je v ochranném režimu. Krajinový přístup (*landscape approach*) usiluje o zmírnění kontrastu mezi chráněným územím a jeho okolím skrz komplexní krajinné plánování ohleduplné k cílům ochrany. Klade také důraz na participaci veřejnosti v rozhodování.



Obr. 5: Schématický vývoj chápání ochrany přírody, pozice chráněných území v krajině a pojmů definovaných krajině ekologickým výzkumem.

zdroj: upraveno podle Palomo et al. (2014)

Všechny výše jmenované přístupy slouží k ochraně biodiverzity, ekosystémů a kulturních hodnot. Příroda je ochraňována odborníky oboru pro svou existenční hodnotu nezávislou na potřebách člověka (Balvanera et al., 2001). Nejaktuálnější socioekologický přístup (*socio-ecological approach*) k ochraně přírody zahrnuje působení člověka jako integrální součásti v rámci socioekologických celků. Začleněním ekosystémových služeb, systému multifunkční krajiny a rozšířením spektra zúčastněných osob při rozhodování o území by měla být ochrana vysoce adaptivní (De Groot, 2006). Mnoho druhů biodiverzity a ekosystémových služeb se totiž vyskytuje nebo je produkováno v krajině mimo současnou síť chráněných území a v oblastech s vysokou hustotou zalidnění (Maiorano et al., 2007; Rodrigues et al., 2004). Podle Palomo et al. (2014) může být v takovém případě chráněné území definované jako „geografický prostor, zákonně nebo jinak efektivně spravovaný v socioekologickém rámci, který vystupuje jako funkční krajinná jednotka podporující biodiverzitu a související ekosystémové služby jenž dlouhodobě přispívají k lidskému blahobytu.“

Je nutné si uvědomit, že socioekologický přístup k ochraně přírody je v současné době zatím především teoretickým východiskem. Přestože se teoretické principy, na nichž je vymezení chráněných území postaveno, vyvíjejí, v praxi často zůstává design chráněných území rigidní. Chráněná území ve světě si nejčastěji udržují charakter ostrovů (Joppa & Pfaff, 2009; Tillmann, 2005), a jsou určeny v prvé řadě k ochraně biodiverzity.

Koncept ekosystémových služeb a jejich ochrany byl některými autory uvítán také jako příležitost pro rozšíření ochrany biodiverzity, protože populace (biodiverzita) poskytují ekosystémové služby (Goldman et al., 2008). Zastavit pokles biodiverzity k roku 2010 bylo jedním z cílů Millenium Development Goals ustanovených CBD, který se však k tomuto roku nepodařilo naplnit (Butchart et al., 2010). Využití konceptu ekosystémových služeb k ochraně biodiverzity je ale diskutabilní, protože ekosystémový přístup připisuje biodiverzitě pouze instrumentální hodnotu a nezohledňuje její hodnotu vnitřní (Kallis et al., 2013).

Porovnání mezi projekty pro ochranu biodiverzity a pro ochranu ekosystémových služeb ukazuje, že ochrana ekosystémových služeb zahrnuje více zainteresovaných osob a přitahuje tak větší pozornost i finanční zdroje (Goldman et al., 2008). Závěrem lze říci, že podle příkladů z praxe ochrana jednoho nemusí vždy zajišťovat odpovídající nebo kompletní ochranu druhého (Egoh et al., 2009; Kareiva & Marvier, 2012).

Mezinárodní společnost pro ochranu přírody a přírodních zdrojů (*The International Union for Conserving Nature and Natural Resources*, IUCN) se zabývá ochranou přírody při OSN. Prvotním cílem IUCN byla definice a srovnávací klasifikace chráněných území, ale později se její zájem rozšířil také na chráněná území v kontextu trvale udržitelného rozvoje, původního obyvatelstva a lokálních komunit. (IUCN, 2010). IUCN úzce spolupracuje s CBD,

protože chráněná území jsou v současné době hlavním nástrojem ochrany biodiverzity. Poskytuje také mezinárodní srovnávací klasifikaci chráněných území. Tato klasifikace rozděluje chráněná území na šest stupňů, resp. sedm kategorií podle cílů managementu území (tab. 2). Ochranu produkce ekosystémových služeb zajišťuje cíl podpory environmentálních služeb. Začlenění konceptu ekosystémových služeb odráží například také tato definice chráněného území podle IUCN z roku 2008: „Chráněné území je definovaný geografický prostor, který je vymezen, určen a spravován zákonnými či jinými prostředky k dosažení dlouhodobé konzervace přírody a souvisejících ekosystémových služeb a kulturních hodnot.“ Přestože dochází k začleňování ekosystémových služeb do formálních definic, do skutečného plánování chráněných území jsou začleněny v menšině případů, nepřímo a bez monitoringu úspěšnosti této strategie (Egoh et al., 2007).

Tab. 2: Cíle managementu chráněných území podle kategorií IUCN oznámkované na škále 1-3, kde 1 značí nejvyšší zájem o tento cíl. Pokud není hodnota uvedena, daný cíl není v kategorii prioritou.
zdroj: upraveno podle IUCN (1994)

CÍLE MANAGEMENTU	Ia	Ib	II	III	IV	V	VI
věda a výzkum	1	3	2	2	2	2	3
ochrana divočiny	2	1	2	3	3	-	2
záchrana druhů a genetické diverzity (biodiverzity)	1	2	1	1	1	2	1
podpora environmentálních služeb	2	1	1	-	1	2	1
ochrana specifických přírodních/kulturních prvků	-	-	2	1	3	1	3
turismus a rekreace	-	2	1	1	3	1	3
vzdělávání	-	-	2	2	2	2	3
trvale udržitelné využívání přírodních zdrojů	-	3	3	-	2	2	1
podpora kulturních atributů/tradic	-	-	-	-	-	1	2

Podle Egoh et al. (2009) habitaty s lepším konzervačním statusem pravděpodobněji poskytují vyšší celkový úhrn ekosystémových služeb. Jmenovitě jde o kulturní služby (příležitosti k rekreaci) a regulační služby (kvalita ovzduší, regulace klimatu, prevence eroze, zadržování vody). Ze zásobovacích služeb je to produkce dřeva.

I přes tato zjištění neposkytují zákonitě všechna vysoce chráněná území vysoké hodnoty ekosystémových služeb. Území s vyšším stupněm ochrany mají restriktivnější management, který brání ve využívání ekosystémového zboží a služeb poskytovaných ekosystémy v lokalitě. To se odráží hlavně na celkové produkci zásobovacích služeb. Castro et al. (2015) takový vztah nalézají i u regulačních mezislužeb, jejichž produkci sleduje napříč chráněnými územími různých kategorií IUCN ve Španělsku. Nízké výsledky pro kategorii IUCN Ia připisuje odlehlosti chráněného území a snižování množství vegetace a půd vysoko

v horách, kde je lokalita umístěna. Území s vysokým stupněm ochrany je typické hlavně ochranou ekosystémové funkce „biodiverzita“ (Maes et al., 2012b).

3.3 Evropské ekologické sítě

Ekologická síť (*ecological network, greenway*) je síť přírodně hodnotných území mající za cíl zdokonalení komplexní ochrany biodiverzity na velkých územích (Boitani et al., 2007). Je určena k podpoře pohybu druhů v krajině, zejména k podpoře jejich šíření a migrace.

Klasické strukturální vnímání konektivity habitatů v krajině vidí přírodní a polopřírodní ekosystémy jako jádrové zóny s ideálním prostředím pro daný druh (*core areas*), které jsou obalené přechodovými nárazníkovými zónami (*buffer zones*) a obklopené méně vhodnou krajinnou maticí. Jádrové zóny mohou být propojeny lineárně směřovanými plochami vhodnými k pohybu živočichů mezi jádry, které se nazývají ekologické koridory, případně menšími ploškami zvanými nášlapné kameny (*stepping stones*) (obr. 5). Pokud takové propojení chybí, dochází k izolaci habitatu a populace. Izolovaná populace je ohroženější vnějšími vlivy (např. nemoci, predátoři nebo degradace habitatu) a genetickými změnami v důsledku příbuzenského křížení a genetického driftu.

Obnova konektivity ekosystémů je reakcí na fragmentaci krajiny, což je proces, při kterém dochází k rozdělení ekosystémů na menší a izolovanější celky (Anděl et al., 2005). Rozdělení habitatu způsobuje pokles rozlohy jádrové zóny a zvýšení délky okrajů, které jsou tak prostupnější pro negativní vlivy. Kvalitativně odlišná plocha oddělující segmenty habitatu a bránící pohybu organismů mezi nimi se nazývá bariéra (Jaeger, 2000). Fragmentace krajiny je do jisté míry přírodní jev (např. fragmentace disturbancí nebo vodním tokem). Pro ochranu biodiverzity je problematická antropogenní fragmentace (např. plošná fragmentace intravilánem nebo liniová rychlostními komunikacemi), jejíž rozsah stále narůstá (citace). Fragmentace krajiny byla identifikována jako jedna z šesti nejdůležitějších příčin degradace habitatů a poklesu populací (Rands et al., 2010).

Zda, kde a jak je obnova a podpora konektivity krajiny ekologicky funkční a ekonomicky opodstatněná, je často diskutováno v různých studiích (Beier & Noss, 1998). Vzhledem k nutnosti delšího časového úseku k projevení efektů nových ekologických koridorů není často jasné, zdali bylo jejich zřízením dosaženo kýžených efektů (Boitani et al. 2007). Nejčastější výhradou k ekologickým sítím je, že jsou určeny pro konkrétní taxon živočichů, ale pro jiné druhy jsou nefunkční nebo jejich migraci mohou dokonce vytvářet bariéru (Samways et al., 2010). Často jsou zástupnými druhy velcí savci, protože mají velké prostorové nároky, relativně snadný monitoring a je popsáno jejich chování (Anděl et al., 2005). Studie počítají s tím, že modelování koridorů pro jejich potřebu zastřeší potřeby pohybu i pro množství dalších menších živočichů. Dalším často jmenovaným problémem je, že ekologické koridory mohou sloužit také k šíření negativních vlivů jako jsou predátoři

nebo patogeny (Samways et al., 2010).

Pozdější definice ekologických sítí se přibližují socioekologickému přístupu k chápání ochrany přírody. Například Bennet (2004) definuje ekologickou síť jako koherentní systém přírodních a polopřírodních krajinných prvků, které jsou uspořádány a udržovány s cílem podporovat a restorovat ekologické funkce jako prostředek k ochraně biodiverzity, a současně poskytují příležitost pro trvale udržitelné využívání přírodních zdrojů.

3.4 Soustava Natura 2000

Ekologické sítě mohou být navrhovány v různých měřítkách. Myšlenka ekologické sítě na nadnárodní úrovni se stala již součástí strategie vymezení chráněných území Natura 2000 a Emerald Network (Tillmann, 2005). Natura 2000 je společná evropská soustava chráněných území vymezených na základě evropských směrnic 2009/147/ES o ochraně volně žijících ptáků a 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Na základě první z nich, směrnice o ptácích, jsou vymezeny ptačí oblasti (v angličtině jako *Special Protection Areas*, SPA), na základě druhé z nich evropsky významné lokality (v angličtině jako *Sites of Community Importance*, SCI). Vyjimečnost Natury 2000 plyne z jejího prostorového rozsahu, díky němuž může účinně chránit druhy a stanoviště, které jsou sice v některých státech zcela běžné, ale v evropském měřítku mohou být ohrožené.

Implementace Natury 2000 probíhá skrz národní zákony o ochraně přírody. Tato síť nemá definovaný konkrétní způsob managementu, a tak nemůže být jako taková zařazená do žádné kategorie IUCN. Například v České republice je Natura 2000 vymezena pomocí stávajících národních kategorií ochrany přírody. Může tedy být vymezena v národním parku i v přírodní rezervaci. Specifikem soustavy je to, že se chráněná území nacházejí i v člověkem silně ovlivněných oblastech.

Přestože se v češtině používá výraz „soustava Natura 2000“, originální název „*Natura 2000 network*“ odkazuje na síťový přístup k ochraně přírody. Směrnice o stanovištích ve článku 3 definuje Naturu 2000 jako „spojitou evropskou ekologickou síť oblastí zvláštní ochrany“. Článek 10 ujasňuje termín ekologická spojitost (*ecological coherence*) jako soubor krajinných prvků, „které s ohledem na svou lineární a spojitou strukturu nebo na svoji funkci „nášlapných kamenů“ mají zásadní význam pro migraci, šíření a výměnu genetické informace volně žijících druhů“. Při úplné implementaci by tedy měla Natura 2000 být soustavou propojených chráněných území. Uspořádání soustavy Natura 2000 se však liší v jednotlivých členských státech a spojitost sítě má nedostatky na jak mezistátních hranicích (Opermanis et al., 2012), tak na vnitřním území států (Opermanis, et al., 2013). Podle studie Kati et al. (2015), která dotazníkovým šetřením zjišťovala nedostatky této

soustavy, jak je vnímají odborníci na ochranu přírody, je Natura 2000 nedostatečně začleněná do sociální sféry. To se projevuje například tak, že při rozhodování nejsou dostupné dostatečné informace, je negativně vnímána místními obyvateli, a chybí politická vůle k plné implementaci této sítě.

Vzhledem k tomu, že území chráněné jako Natura2000 má ve většině případů spíše nižší kategorii IUCN a méně restriktivní management, může narozdíl od jiných chráněných území poskytovat širší spektrum ekosystémových služeb. Umožňuje také rozšíření ochrany ekosystémů a biodiverzity do oblastí, které jsou a dále budou využívány člověkem (Castro et al., 2015).

3.5 Celoevropská ekologická síť

Na ně navazuje myšlenka Celoevropské ekologické sítě (*Pan-European Ecological Network, PEEN*, též *European Ecological Network, EECNET*), která vznikla v roce 1995 jako aktivní mechanismus implementace cílů Konvence o biologické rozmanitosti na evropské úrovni (Jongman et al., 2011). Koordinovaná spolupráce na konektivitě krajiny v měřítku Evropy má význam například pro ochranu živočichů s velkými areály migrujících na velké vzdálenosti jako jsou velcí savci nebo ptáci. PEEN si klade následující cíle: (1) konzervaci celého spektra kvalitních ekosystémů, stanovišť, druhů a krajín evropské důležitosti; (2) garanci příznivého konzervačního statutu klíčových druhů skrz udržení dostatečné velikosti jejich habitatů; (3) zajištění možnosti pro migrace a šíření druhů; (4) obnovu degradovaných částí klíčových environmentálních systémů; a (5) ochranu klíčových environmentálních systémů před vnějšími hrozbami (Bonnin et al., 2007, s. 10). Celoevropská ekologická síť byla navržena ve třech etapách pro západní, střední a východní Evropu. Její realizace však není závazná a vymahatelná. „Páteří“ evropské ekologické sítě by měl být lineární prvek nazývaný Evropský zelený pás (*European Green Belt*).

Zvláštním druhem ekologické sítě je pak zelená infrastruktura, jejíž strategické vymezení pro celou Evropu se stalo aktuální s otevřením problematiky ochrany ekosystémových služeb.

4 ZELENÁ INFRASTRUKTURA

4.1 Zelená infrastruktura

Zelená infrastruktura (*green infrastructure*) je strategicky plánovaná síť přírodních a polopřírodních jednotek s rozdílnými environmentálními rysy, jež byla navržena a je řízena s cílem poskytovat širokou škálu ekosystémových služeb (Evropská komise, 2013, s. 4). Někdy je také používán termín „modrá infrastruktura“ (*blue infrastructure*), jestliže je tato síť vymezena podél vodních ekosystémů. Je navrhována v regionálním měřítku a realizována lokálně prvky různorodé velikosti (příloha L1). Zelená infrastruktura se nevyhýbá ani oblastem s vysokou mírou antropogenní přeměny. Důležité aspekty definice jsou síťový přístup, jednotné plánování a management, a zahrnutí ekosystémových služeb včetně biodiverzity. V USA je zelená infrastruktura rozvíjena jako strategie k ochraně přírody i k racionálnímu rozvoji v souladu se snahou o dosažení více benefitů v rámci jednoho plánování v širokém prostorovém i časovém měřítku (McDonald et al., 2005). V Evropské unii je její vymezení jedním z cílů Strategie pro biodiverzitu do roku 2020 (Evropská komise, 2011). Účelem zelené infrastruktury není její vytvoření a zakonzervování stabilního stavu jako spíš redukce zranitelnosti krajinných struktur, organismů a funkcí, které tyto struktury poskytují.

Podstatou zelené infrastruktury je poskytování ekologických, ekonomických a sociálních benefitů skrz přírodní řešení, které nevyžaduje vysokou míru dalších investic pro svou údržbu (*nature-based solutions*). Podle Evropské komise (2012) by vymezení zelené infrastruktury mělo hrát podstatnou roli v (1) ochraně stavu ekosystémů a biodiverzity; (2) zlepšení funkce ekosystémů a podpoře ekosystémových služeb; (3) zlepšení zdraví a lidského blahobytu; (4) podpoře rozvoje zelené ekonomiky a trvale udržitelného managementu vod a pevniny. Jedná se tedy o současnou podporu environmentálních i socioekonomických cílů. Zelená infrastruktura je také považována za prostředek k vyrovnání se s případnými změnami podmínek v budoucnosti, například vlivy změny land use nebo klimatu (Beier & Brost, 2010; Maes et al., 2015). Protikladem k zelené infrastruktuře je tzv. šedá infrastruktura (*grey infrastructure*). Šedá infrastruktura je podpůrný systém urbánních lokalit a tvoří ji například silnice, železnice nebo také doly (McDonald et al., 2005; Mubareka et al., 2013). Jejím typickým znakem je monofunkčnost (Evropská komise, 2012).

Zelenou infrastrukturu odlišují od ostatních zelených ploch v krajině dvě důležitá kritéria a to multifunkčnost území a jeho vnitřní konektivita (Evropská komise, 2012). První z jmenovaných, multifunkčnost území, se dobře vyjadřuje právě pomocí ekosystémových služeb (Liquete et al., 2015). Koncept ekosystémových služeb propojuje environmentální a socioekonomickou sféru, což by měla dělat i zelená infrastruktura. Maes et al. (2015) ve své studii prokazuje, že když region poskytuje širší spektrum ekosystémových služeb a má tedy více funkcí, je celková úhrnná hodnota služeb vyšší. Ekosystémy silně ovlivněné člověkem jsou zpravidla využívány jednostranně (např. k zemědělské produkci) a krajiny se stávají monofunkčními. Naopak přírodní a polopřírodní ekosystémy mají obvykle více různorodých funkcí. Ukazuje se, že také mají nejen vyšší ekologickou stabilitu a jsou socio-kulturně upřednostňované, ale často jsou i ekonomicky výnosnější (De Groot et al., 2010). Do jisté míry je každý ekosystém multifunkční, takže je otázkou, kdy je tato multifunkčnost dostatečně signifikantní na to, aby byla zohledněna v rozhodování (De Groot et al., 2010).

V Evropě jsou zelené infrastruktury připisovány čtyři hlavní role, na které může být při jejím designování kladen různý důraz (Wright, 2011). Vzhledem k interakcím ekosystémových služeb a biodiverzity (Cimon-Morin et al., 2013) by však podle doporučení Evropské komise (2012) neměla zelená infrastruktura, ačkoli může sledovat různé cíle, vytvářet negativní trade-off s biodiverzitou. Pozitivní přínosy zelené infrastruktury jsou tudíž vnímány jako ko-benefity biodiverzity. Díky multifunkčnosti území je jeho navrhování a správa středem zájmu více subjektů a mělo by tak dojít k žádoucímu rozšíření množství osob účastných při rozhodování (Evropská komise, 2012) i k vřelejšímu přijetí tohoto prvku ochrany přírody u veřejnosti (McDonald et al., 2005). Jistým rizikem je, že veřejné zájmové skupiny mohou upřednostňovat funkce zelené infrastruktury, které jim budou přinášet ekonomický prospěch, a vznikne tak nerovnováha mezi jednotlivými rolami zelené infrastruktury (Wright, 2011).

Druhým kritériem k vymezení zelené infrastruktury je vnitřní konektivita území. Jak již bylo dříve řečeno, současné přístupy k ochraně přírody se snaží maximalizovat benefity jednoho strategického plánování. Ochrana konektivity krajiny je tudíž integrální součástí ochrany biodiverzity a její zahrnutí naznačuje, že ekosystémy jsou chápány jako otevřené dynamické jednotky proměnné v prostoru i čase. Zajištění konektivity je přípravou na předpokládanou migraci organismů a na degradaci ekosystémů fragmentací krajiny, které pravděpodobně proběhnou v důsledku klimatické změny (Evropská komise, 2012). Některé ekosystémové služby přitom přispívají k mitigaci vlivů této změny.

Strukturální konektivita popisuje prostorové uspořádání prvků v krajině a je podkladem skutečné konektivity funkční, která vyjadřuje prostorové chování organismů a ekologické procesy v krajině (Evropská komise, 2012). Zda ekologická síť funkční konektivitu opravdu zajišťuje je v praxi obtížně měřitelné (Boitani et al. 2007). Jeden z předpokládaných negativních efektů ekologických sítí je migrace nepůvodních a invazních druhů. Aby byly ekologické koridory multifunkční a poskytovaly více ekosystémových služeb, měly by být

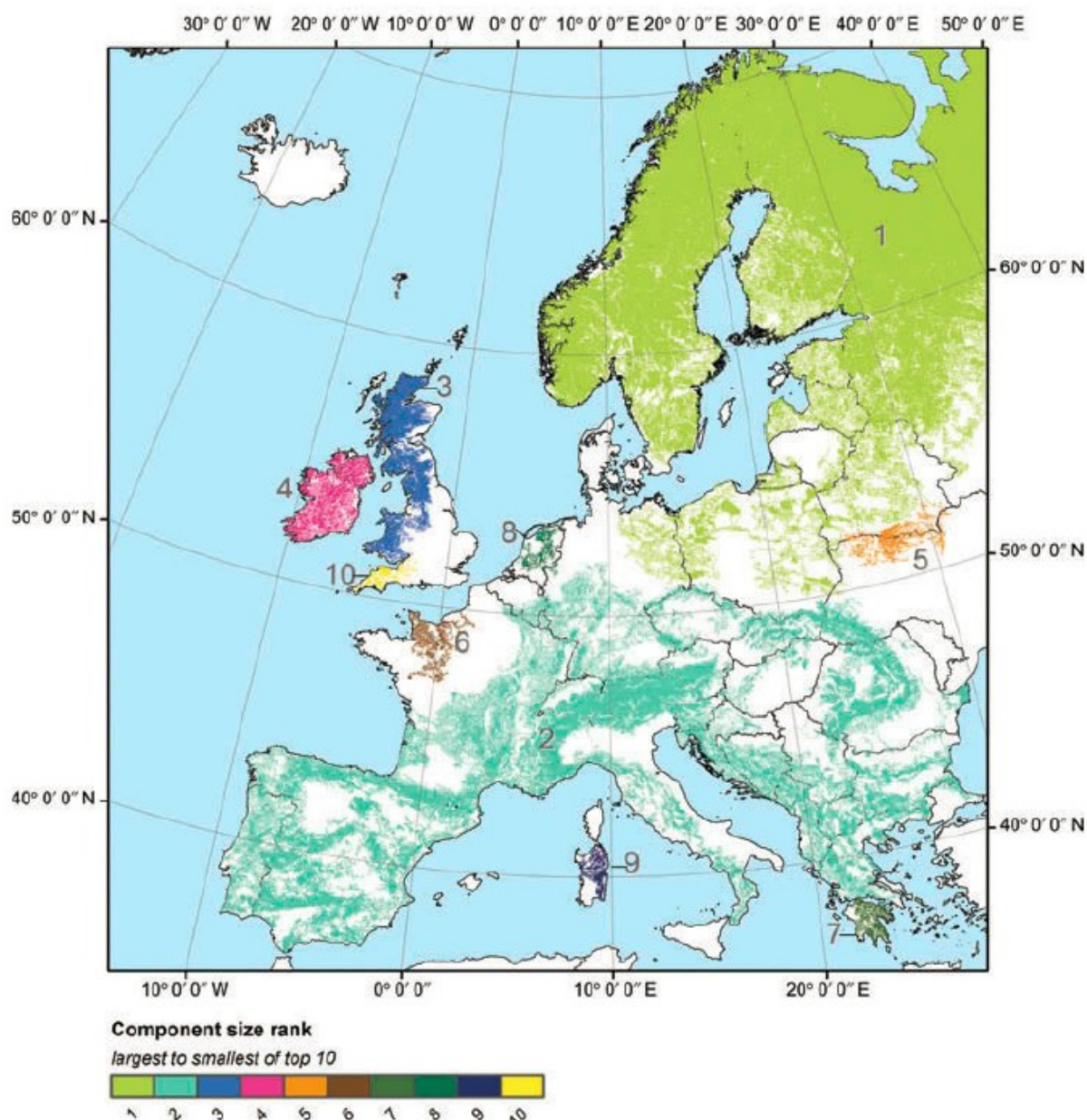
různorodé co do typu habitatu, šířky i míry degradace (Samways et al., 2010). Tento autor také uvádí, že se koridory vhodného prostředí mohou stát přímo zdrojovými habitaty populací druhů, které v jádrových zónách nejsou vůbec zastoupeny.

Snäll et al. (2016) uvádějí, že nebyl představen žádný jednotný nástroj k vymezení zelené infrastruktury, a jednotlivé přístupy se v rámci různých studií značně liší. Nejednoznačnost je způsobena i širším spektrem mírně se odchylicích definic zelené infrastruktury a nejednoznačným výkladem tohoto pojmu (Wright, 2011). Design multifunkční zelené infrastruktury navíc předpokládá zahrnutí různorodých cílů, což ztěžuje výběr indikátorů tak, aby reprezentovaly všechny tyto cíle. Podle Evropské komise (2012) by měly být použity indikátory jak z přírodních, tak ze sociálních věd, které mohou mít kvantitativní i kvalitativní podobu. Začlenění veřejnosti při plánování zelené infrastruktury může pomoci jmenovat, co je v místních podmínkách vnímáno jako důležité.

Plánování, implementace a evaluace zelené infrastruktury se dá nejlépe začlenit do krajinného plánování (Evropská komise, 2012). Snäll et al. (2016) navrhuji využití tradičních nástrojů vymezování priorit ochrany přírody. Podle Lique et al. (2015) by měla být vnitřní konektivita založena na klasické analýze ekologických sítí. Evropská komise (2012) jmenuje tři varianty analýzy ekologických sítí: Síťovou analýzu, která propojuje jádrové zóny koridory na základě jejich možnosti pohybu v krajině, výpočet ekvivalentní spojujícího území (*equivalent connected area*), který je definovaný jako ploška, která má stejnou pravděpodobnost konektivity jako dosavadní uspořádání habitatů v krajině, anebo výpočet metriky *effective mesh size*, která vyjadřuje pravděpodobnost, že dva náhodně vybrané body v krajině jsou propojené. Alternativním přístupem může být detekce a odstraňování bariér (McRae, 2012). Jako jádrové oblasti zelené infrastruktury je vhodné využít právě lokality soustavy Natura 2000 (Maes et al., 2015). Multifunkčnost území se zohledňuje zmapováním a kvantifikací ekosystémových služeb v krajině (Lique et al., 2015). Některé studie pak zahrnují modelování a predikci dopadů různých politických strategií na zelenou infrastrukturu.

4.2 Návrhy zelené infrastruktury v Evropě

Mubareka et al. (2013) na projekci změn v síti zelené infrastruktury testují dopady změn land use podle opatření přijatých k zadržení vody v krajině k roku 2030. Celý postup je založen na rozsáhlém několikafázovém modelování. Zelená infrastruktura je vyjádřena na základě kategorií land use (kategorie lesů, mokřadů, vodních ploch, pastvin, trvalých kultur a zemědělské půdy na území Natura 2000 a v příbřežních zónách, kde má trvale udržitelný management). Konektivita krajiny je modelována pomocí softwaru GUIDOS a výsledkem je několik komponentů zelené infrastruktury o různé velikosti (obr. 6).



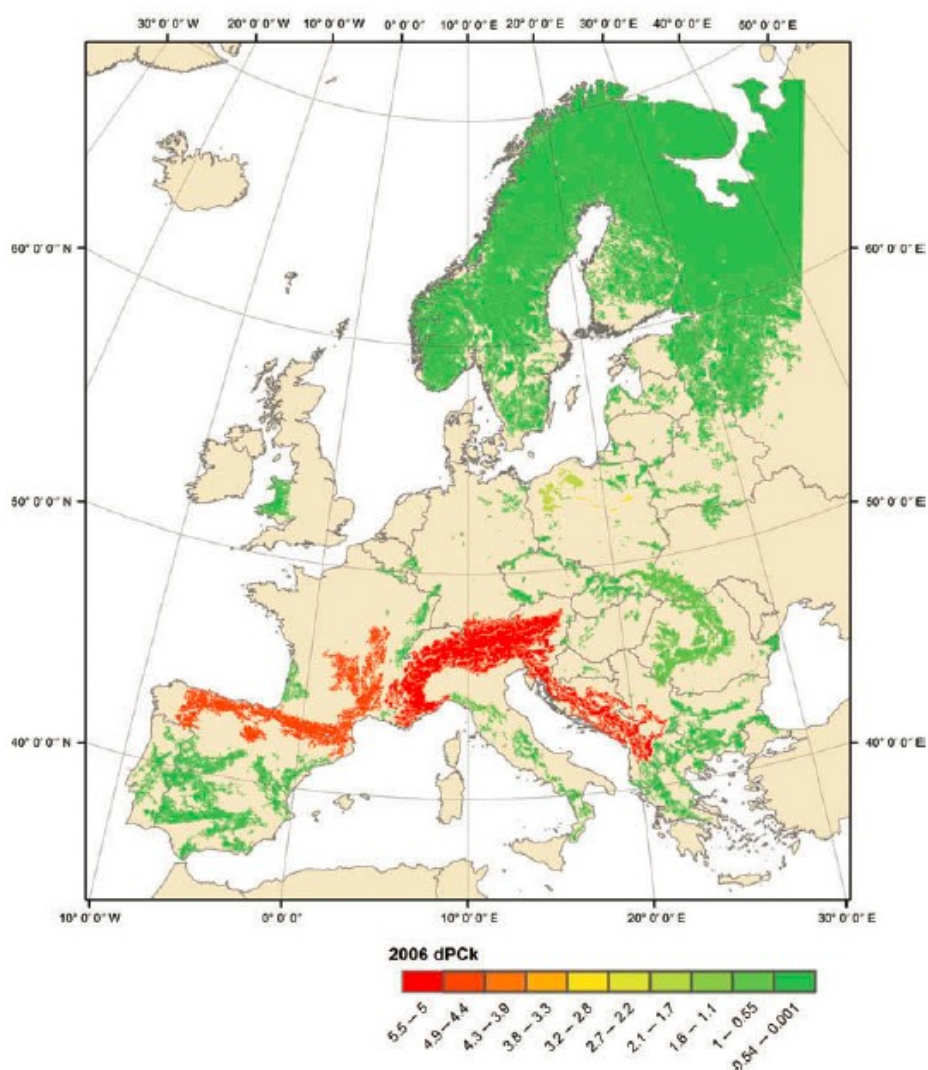
Obr. 6: Zelená infrastruktura v Evropě k roku 2006. Síť je rozdělena na jednotlivé komponenty a ty jsou barevně seřazeny podle rozlohy od největší (1) po nejmenší (10).

zdroj: upraveno podle Mubareka et al. (2013), s. 1754

Další část úlohy, kterou Mubareka et al. (2013) řeší, je identifikace nejdůležitějších evropských jádrových zón a koridorů (obr. 7). Analýza je založena na pravděpodobnosti, že dva body budou v krajině náhodně umístěné do stanovišť, které jsou vzájemně dosažitelné. Úroveň důležitosti jednotlivých částí zelené infrastruktury je pak stanoven na základě analýzy dosažitelnosti v případě, že by tyto části infrastruktury v krajině již více nebyly přítomné. Analýza koridorů ve větším rozlišení pak napovídá, že v projekcích do

budoucnosti bude mít na konektivitu největší vliv míra konverze různých typů krajinného pokryvu na ornou půdu a intenzita hospodaření na těchto plochách.

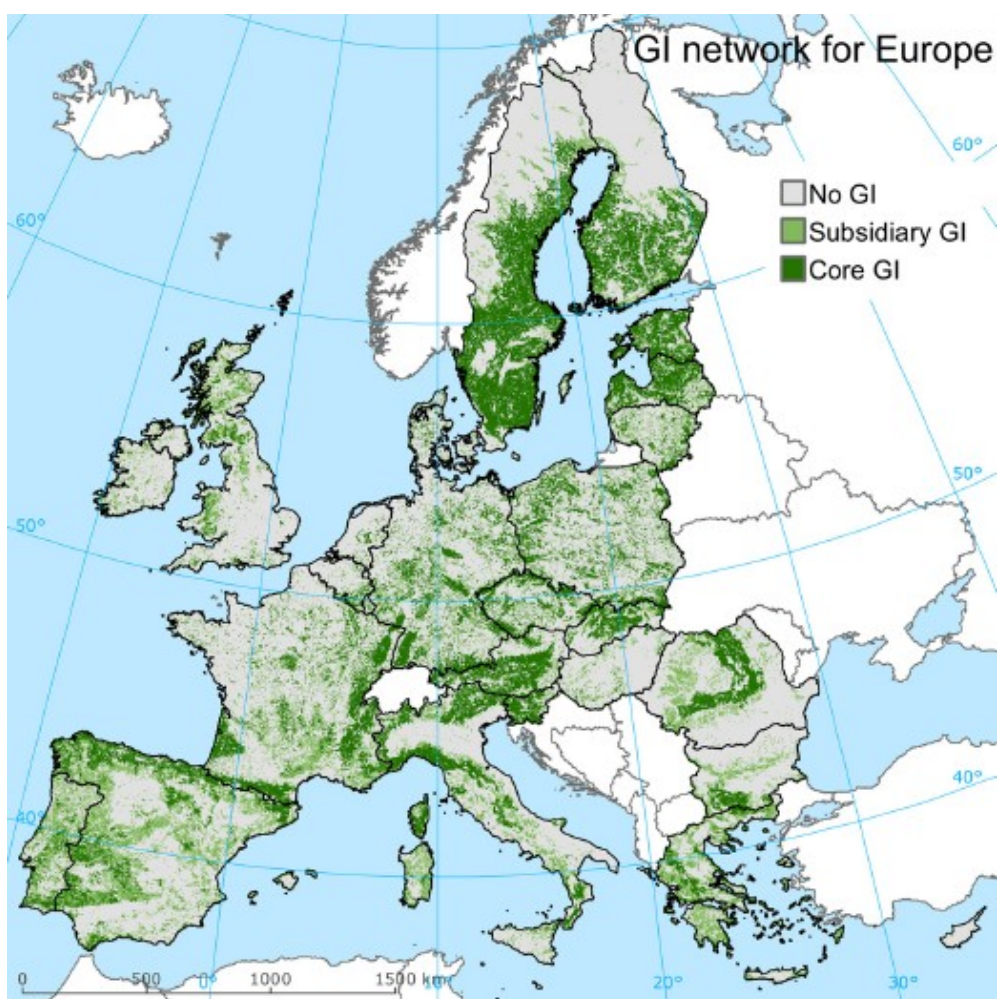
Projekce v této studii ukazují nárůst plochy typů land use, které jsou započteny do zelené infrastruktury, o 1,1 % k roku 2050. Současně je ale projektován pokles celkové produkce ekosystémových služeb v Evropě o 5,2 %. Očekávaný nárůst zelené infrastruktury tedy nestačí pro zajištění konstantního přísunu ekosystémových služeb. Regresní analýzou dospěli autoři k závěru, že procentuální nárůst umělých povrchů v rámci celé Evropy musí být pro udržení současné hodnoty ekosystémových služeb vyrovnán minimálně dvouprocentním nárůstem plochy zelené infrastruktury.



Obr. 7: Jádrové zóny zelené infrastruktury k roku 2006. Barevná škála vyjadřuje jejich důležitost pro konektivitu sítě zelené infrastruktury od červené (nejvyšší důležitost) po zelenou (nízká důležitost).

Zdroj: Mubareka et al. (2013), s. 1756

Liquete et al. (2015) navrhuje zelenou infrastrukturu pro státy Evropy EU-27 (obr. 8). Metodiku je postavena na výběru osmi regulačních a podpůrných služeb podle klasifikace CICES. Ekosystémové služby, vyjádřené pomocí proxy nebo indikátorů, jsou normalizovány a přepočteny do pravidelné sítě o velikosti pole 1 km². Zprůměrováním dílčích hodnot pak byla zjištěna celková hodnota ekosystémových služeb. Analýzu konektivity autoři zaměřili výhradně na skupinu velkých savců, pro něž modelovali jádrové zóny habitatů a migrační koridory pomocí extenze ArcGIS Linkage Mapper. Migrační koridory pro tyto taxony pokryjí spektrum prostorových nároků dalších skupin menších živočichů. Mapovány byly jak aktuálně využívané lokality, tak potenciální (vhodné) zóny. Vrstvy ekosystémových služeb a migračních zón byly nakonec propojeny na základě výběru nejvyšších hodnot z jedné nebo z druhé vrstvy. Výsledná zelená infrastruktura je interpretována jako jádrová síť v buňkách, které nabývají nejvyšší hodnoty, a podpůrná síť v buňkách nabývajících druhou nejvyšší hodnotu.



Obr. 8: Návrh sítě zelené infrastruktury. Jádrové zóny zelené infrastruktury jsou tmavě zelené, podpůrná síť je světle zelená, oblasti bez pokrytí jsou šedé.

zdroj: Liquete et al. (2015)

5 METODIKA

5.1 Zájmové území

Zájmovým územím této práce je region střední Evropy vymezený jako území států České republiky, Lichtenštejnska, Maďarska, Německa, Polska, Rakouska, Slovenska a Švýcarska. Veškeré analýzy na tomto území jsou provedeny nad pravidelnou čtvercovou sítí o velikosti pole 1 km².

5.2 Metodika a zdroje dat

Cílem práce je vymezení zelené infrastruktury, která bude reflektovat potřeby ochrany ekosystémových služeb, biodiverzity a konektivity habitatů.

Metodika praktické části práce je založena na klasickém modelování ekologické konektivity na základě průchodnosti krajiny. Jako jádrové zóny, určené k propojení ekologickými koridory, byly vybrány lokality soustavy Natura 2000. Soustava Natura 2000 slouží k ochraně biodiverzity na evropské úrovni, a při úplné implementaci by měla mít podobu ekologické sítě. Toho může být dosaženo právě vymezením koridorů zelené infrastruktury, spojujících v současnosti spíše izolované jádrové lokality

Klíčovým přístupem je však vyjádření průchodnosti krajiny pomocí prostorové kapacity ekosystémů poskytovat ekosystémové služby. Ekosystémové služby jsou expertně kvantifikovány na základě krajinného pokryvu podle Burkharda et al. (2009). Vyšší potenciál ekosystémových služeb podle metodiky této práce značí vhodnější území pro vymezení ekologického koridoru. Zelená infrastruktura tudíž pokrývá nejvhodnější území z hlediska ekosystémových služeb.

V rozsáhlém regionu střední Evropy se maximální potenciál ekosystémových služeb v prostoru mění. Fyzickogeografické podmínky totiž podmiňují druh krajinného pokryvu, a tím pádem i kapacitu krajiny poskytovat ekosystémové služby. Tento předpoklad pro střední Evropu autorka ověřila již ve své bakalářské práci na průměrných hodnotách ekosystémových služeb za krajinné typy. V mozaice dvou krajinných typů by mohl být jeden z nich preferován pro vymezení sítě, nebo by ekologický koridor na ostrém rozhraní mohl být dokonce omezován v pokračování krajinou jiného typu. Při vymezování zelené infrastruktury by však nebylo v souladu se současnými principy ochrany přírody, kdyby

neprostupovala celou šíří gradientu přírodních podmínek a potažmo i antropogenního ovlivnění krajiny. Do metodiky této práce je proto zařazeno i vytvoření typologie přírodní krajiny střední Evropy. Typologie klasifikuje krajinu do prostorových jednotek na základě fyzickogeografických podmínek, a přeneseně tedy i potenciálu poskytovat ekosystémové služby. Krajinné typy slouží jako podklad pro alternativní vymezení zelené infrastruktury a podrobnou analýzu identifikovaných sítí lokalit.

Praktická část práce se proto sestává ze tří kroků. Pro zájmové území byla v první řadě vytvořena **(1) typologie přírodní krajiny střední Evropy**. Ta by měla v měřítku zájmového území reflektovat proměnlivé fyzickogeografické podmínky a přispět k jejich vzájemné kvalitativní srovnatelnosti v dalších krocích postupu. Dále byla provedena prostorová **(2) kvantifikace potenciálu ekosystémových služeb**, která slouží jako výchozí vrstva pro **(3) vymezení sítě zelené infrastruktury** pomocí modelování ekologických koridorů v krajině.

Všechny kroky byly realizovány na základě volně dostupných datových zdrojů. Jejich seznam je uveden v tabulce 3. Ke zpracování výsledků byly použity programy ESRI ArcGIS 10.3, IBM SPSS Statistics v23, Microsoft Excel 2010 a LibreOffice Calc v5.0.

Tab. 3: Prostorové vstupní datasety, jejich formát a zdrojová databáze.

VRSTVA	FORMÁT	DATABÁZE
průměrná teplota	rastr	WorldClim v1.4
průměrné srážky	rastr	WorldClim v1.4
DEM	rastr	GTOPO 30
půdní pokryv	vektor	SGDBE, European Soil Database v2.0
krajinný pokryv	vektor	CORINE Land Cover 2012 v18.4
chráněná území Natura2000	vektor	Natura 2000 rev1
chráněná území Emerald Network	vektor	Emerald sites
čtyřproudé komunikace	vektor	Open Street Map

(1) Typologie přírodní krajiny střední Evropy

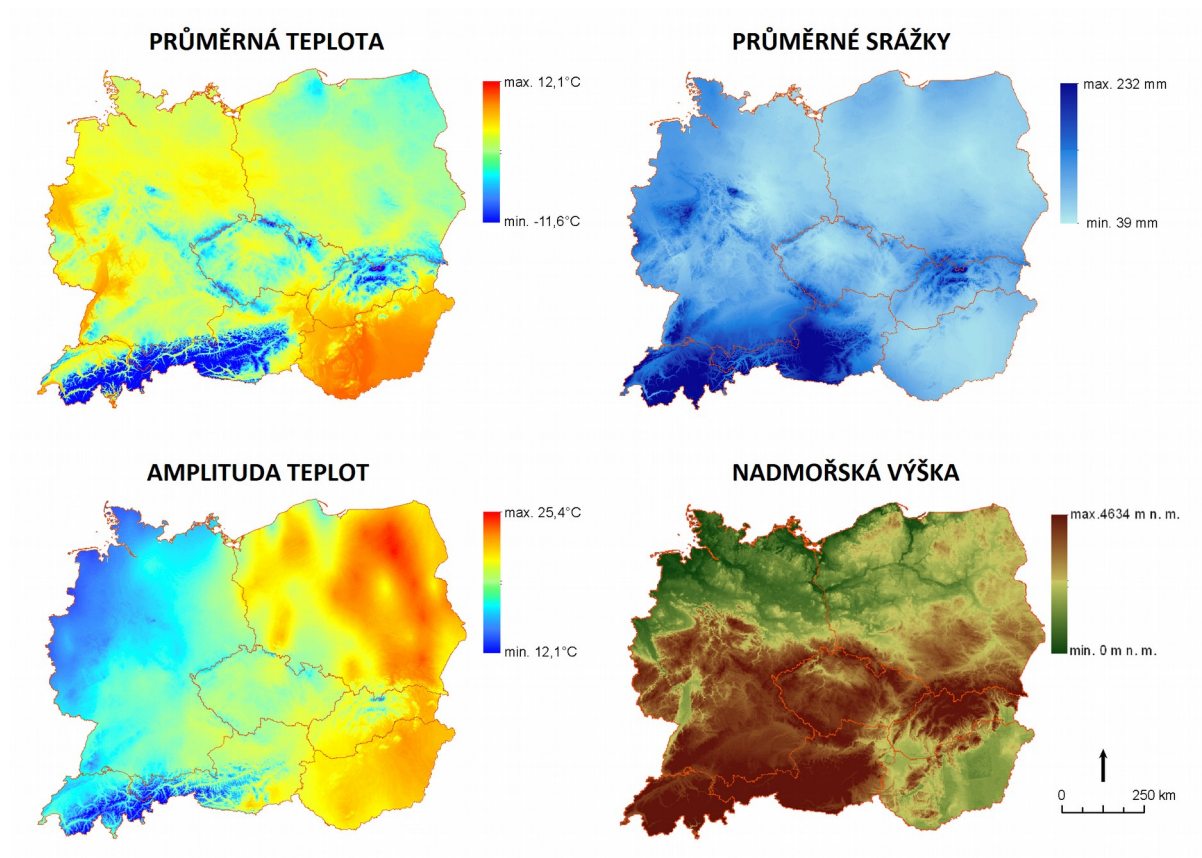
Typologie krajiny klasifikuje krajinu do prostorových jednotek na základě společných znaků. Důvodem klasifikace v této práci je vymezení reprezentativních regionů na základě stejných fyzickogeografických předpokladů, které mohou dále podmiňovat prostorové vymezení zelené infrastruktury. Pokud je klasifikace krajiny založena výhradně na přírodních podmínkách v regionu, označuje se jako typologie přírodní krajiny. V tomto případě byla vybrána data reprezentující průměrnou roční teplotu, roční amplitudu teplot, průměrné měsíční srážky, nadmořskou výšku a půdní pokryv.

Veškerá vstupní data byla transformována do referenční čtvercové sítě. Rastrová

vstupní data, reprezentující klimatické proměnné a nadmořskou výšku (obr. 9), byla vyjádřena pomocí majoritní rozlohy v poli gridu. Vektorová vstupní data představuje pouze půdní pokryv (obr. 10). Kategorie půdního pokryvu klasifikované v systému WRB byly nejprve sloučeny do čtrnácti skupin podle Fňukalové (2013) (tab. 4) a kód skupiny následně přiřazen každému poli gridu podle majoritní rozlohy.

Shluková analýza byla provedena pomocí dvoustupňového klastrování (*two-step clustering*) v softwaru IBM SPSS. V prvním stupni tohoto procesu probíhá sekvenční klastrování, které identifikuje tzv. *cluster feature tree* jako hierarchickou strukturu shluků vzájemně podobných vstupních záznamů. Ve druhém stupni každý záznam znovu prochází hierarchickou strukturou stromu, a jeho konečná poloha v hierarchii je určena porovnáním vlastností záznamu v uzlových bodech (SPSS inc., 2001). Tato metoda byla zvolena proto, že vstupní proměnné mají jak kvantitativní tak kategoriální charakter, a současně je vhodná pro práci s velkým objemem dat. Celý referenční grid má totiž více než 1 milion buněk. To bylo limitující pro jiné metody klastrování, například hierarchické klastrování na základě matice nepodobnosti.

Výsledný počet shluků je v metodě dvoustupňového klastrování uživatelsky definován. Lepš & Šmilauer (2000) doporučují mnohorozměrnou analýzu nechat proběhnout ve více kolech s různě definovaným počtem výsledných shluků, a následně arbitrárně rozhodnout o vhodnosti každého z výsledků. V tomto případě byla jako optimální zvolena klasifikace o sedmi shlucích. Varianty vymezující větší počet krajinných typů byly podmíněné zejména třídami půdního pokryvu, ale variabilita ostatních vstupních proměnných se u nich neprojevovala.



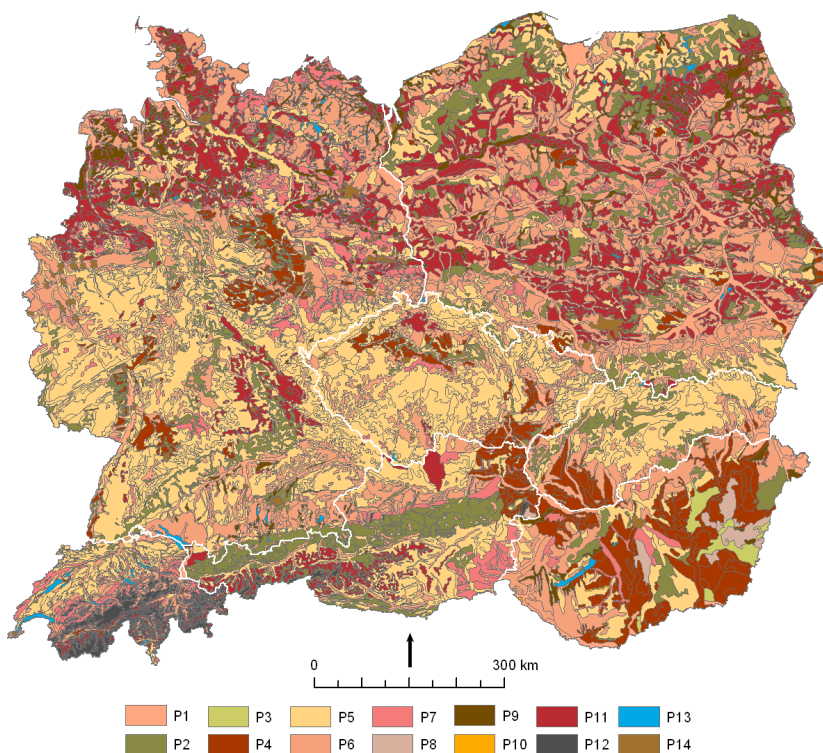
Obr. 9: Rastrové dataseťy vstupující do typologie přírodní krajiny.
zdroj: Fňukalová (2013)

Obr. 10:

Vektorový dataset vstupující do typologie přírodní krajiny.

Popis skupiny půd podle kódu uvedeného v legendě je v tabulce 4.

Zdroj: Fňukalová (2013)

**Tab. 4:**

Skupiny půd pro potřeby vymezení typologie přírodní krajiny a kategorie WRB, které jsou do každé skupiny přiřazeny.

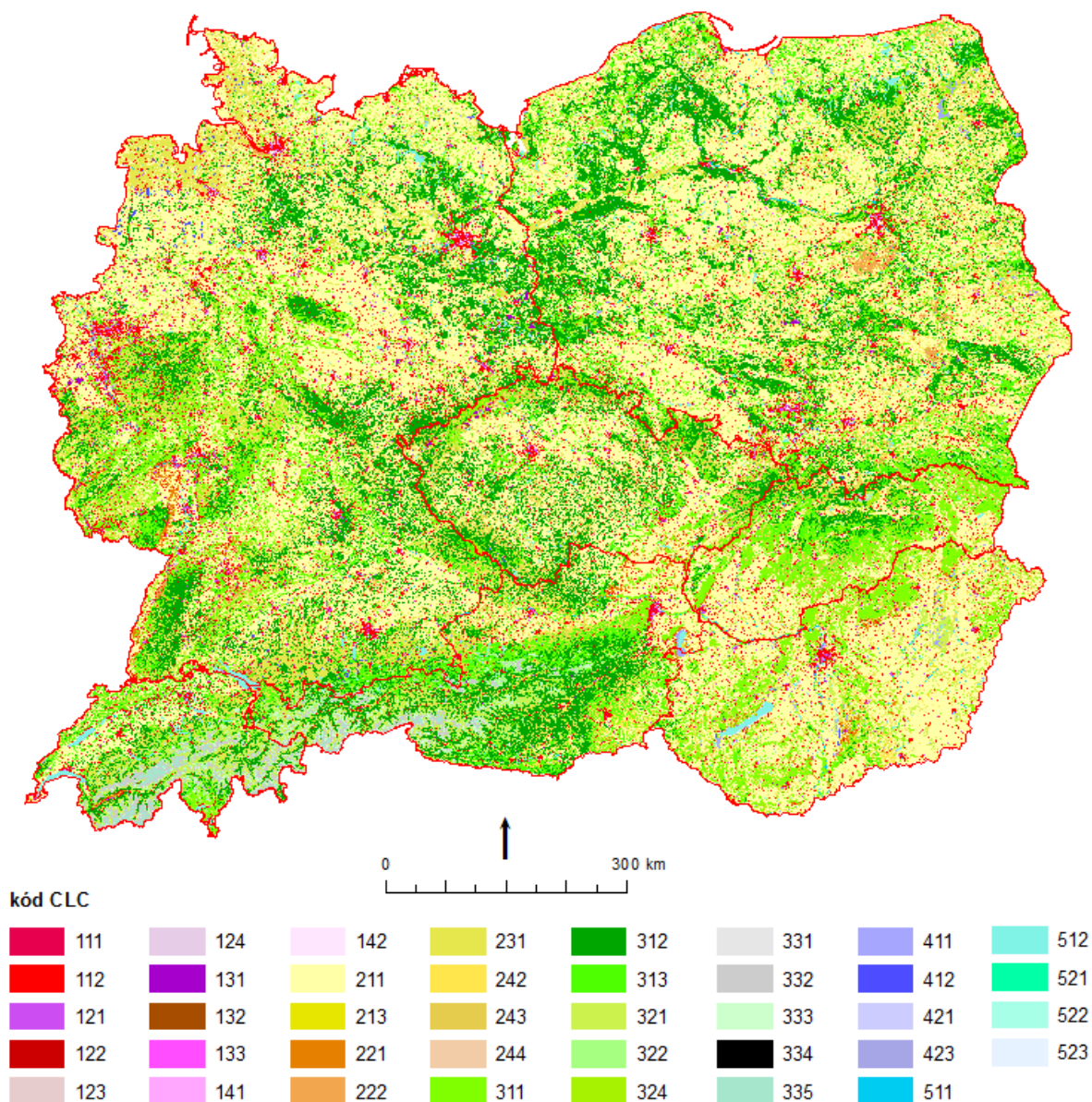
Zdroj: Fňukalová (2013)

SKUPINA	POPIS PŮD	WRB	WRB NÁZEV
P1	Synlitogenní, organominerální	FL	fluvisol
P2	Primitivní a slabě vyvinuté	AR	arenosol
		LP	leptosol
		RG	regosol
P3	Vyvinuté monodominantní, anhydromorfní organominerální - lithogenní	VR	vertisol
P4	Vyvinuté polydominantní, anhydromorfní organominerální - slaběji zvětrané, humusoaktivní	CH	chernozem
		PH	phaeozem
P5	Vyvinuté polydominantní, anhydromorfní organominerální - slaběji zvětrané, metamorfické	CM	cambisol
P6	Vyvinuté polydominantní, anhydromorfní organominerální - slaběji zvětrané, profilově diferencované	AB	albeluvisol
		LV	luvisol
		PZ	podzol
P7	Vyvinuté polydominantní, anhydromorfní organominerální - semihydromorfní a hydromorfní půdy	GL	gleysol
		PL	planosol
P8	Vyvinuté polydominantní, anhydromorfní organominerální - salsodické půdy	SC	solonchak
		SN	solonetz
P9	Vyvinuté polydominantní, anhydromorfní organominerální - organické půdy	HS	histosol
P10	Území bez půdního krytu 1	4	marsh
P11	Vyvinuté polydominantní, anhydromorfní organominerální - slaběji zvětrané, profilově diferencované	PZ	podzol
P12	Území bez půdního krytu 2	5	glacier
		6	rock outcrops
		-	(neklasifikováno)
P13	Území bez půdního krytu 3	3	water body
P14	Území bez půdního krytu 4	1	town
		2	soil disturbed by man

(2) Kvantifikace potenciálu ekosystémových služeb

Potenciál ekosystémů poskytovat ekosystémové služby je vyjádřen metodikou publikovanou ve studii Burkhard et al. (2009). Tato studie přináší expertní hodnocení kapacity ekosystémů poskytovat ekosystémové služby pro všechny kategorie krajinného pokryvu CORINE Land Cover (příloha L2). Hodnocení je provedeno na bodové škále 0-5, kde 0 značí nulovou relevantní kapacitu ekosystému poskytovat danou ekosystémovou službu, zatímco 5 značí velmi vysokou relevantní kapacitu. Expertně ohodnocen je výběr služeb ze všech skupin založený na kategorizaci podle MA (2005). Pro každou skupinu je mimo to vyjádřena také celková hodnota skupiny jako součet kapacit všech dílčích služeb z této skupiny. Burkhard et al. (2009) mapují potenciál ekosystému poskytovat ekosystémové služby, takže reálně nemusí hodnoty služeb vůbec využívat. Potenciál poskytovat ekosystémové služby v poli referenční sítě je vypočten jako vážený průměr podle rozlohy jednotlivých typů krajinného pokryvu v poli. Při vymezování sítě zelené infrastruktury byly na základě rešerše literatury použity pouze souhrnné hodnoty skupiny podpůrných a regulačních služeb. Ve studii Burkharda et al. (2009) jsou podpůrné služby nazývány ekologická integrita ekosystému. Ekologickou integritou je míněn co možná nejvíce rovnovážný stav ekosystému neovlivněného působením člověka (Angermeier&Karr, 1996). Do této skupiny řadí Burkhard et al. (2009) například abiotickou heterogenitu prostředí, biodiverzitu nebo průchod vody biomasou.

Pro alternativní vymezení zelené infrastruktury podle předpokladu, že prostorová variabilita potenciálu ekosystémových služeb v závislosti na přírodních podmínkách může ovlivnit podobu této sítě, byly hodnoty ekosystémových služeb modifikovány. V rámci každého krajinného typu byl přepočten potenciál ekosystémových služeb na procentuální vyjádření tak, že hodnota 100 reprezentuje maximální kapacitu poskytovat ekosystémovou službu v rámci daného krajinného typu, zatímco hodnota 0 nulovou kapacitu. Tímto způsobem by měl být eliminován vliv zejména ostře kontrastujících hranic krajinných typů. Dále byla vrstva tato alternativní modifikovaná vrstva použita stejně jako nemodifikovaná varianta v dalším kroku k vymezení ekologických sítí.

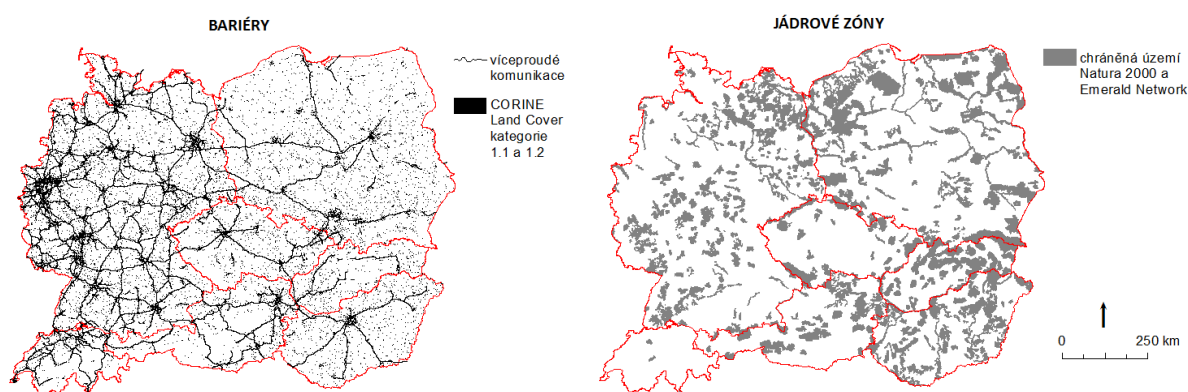


Obr. 11: Vrstva krajinného pokryvu CORINE Land Cover 2012. Podrobná originální legenda datové vrstvy je uvedena v příloze P1.

(3) Vymezení sítě zelené infrastruktury

Vymezení zelené infrastruktury bylo založeno na propojení jádrových území sítí koridorů. Jako jádrová území byla vybrána chráněná území soustavy Natura 2000. Jedná se jak o ptačí oblasti (*Special Protection Area, SPA*), tak o evropsky významné lokality (*Sites of Community Importance, SCI*), nebo o chráněná území nesoucí oba tyto statuty. Pro území Švýcarska, které tato soustava nepokrývá, byly doplněny o lokality chráněných území Emerald Network (též *Smaragd-Netzwerk*). Vzhledem nadnárodnímu měřítku analýzy byly použity pouze lokality o rozloze 50 km² a více (obr. 12).

Návrh zelené infrastruktury byl vytvořen pomocí nástroje Linkage Mapper, který je extenzí softwaru ArcGIS. Tento nástroj je založen na vymezení cest neboli koridorů (*least-cost corridor*), které v krajině umožňují nejsnazší pohyb mezi jádrovými územími. Koridory jsou vypočteny na základě modelového rezistenčního povrchu (*resistance surface*). Rezistence je chápána jako míra ochoty organismu překonat konkrétní prostředí (Zeller et al., 2012). Rezistenční povrch tudíž představuje rastr, v němž hodnota každého pole určuje náročnost pohybu vnitřním prostředím pole (obr. 13). Algoritmus hledá cestu nejmenší rezistence mezi sousedními jádrovými zónami na základě kombinace váhy odporu povrchu a eukleidovské vzdálenosti. Výstupem algoritmu je rastr prostupnosti krajiny, který detekuje ekologické koridory mezi jádrovými územími jako lokality, kde je hodnota rastru, a tudíž i kombinace vzdálenosti a náročnosti pohybu nejnižší (McRae et al., 2012).



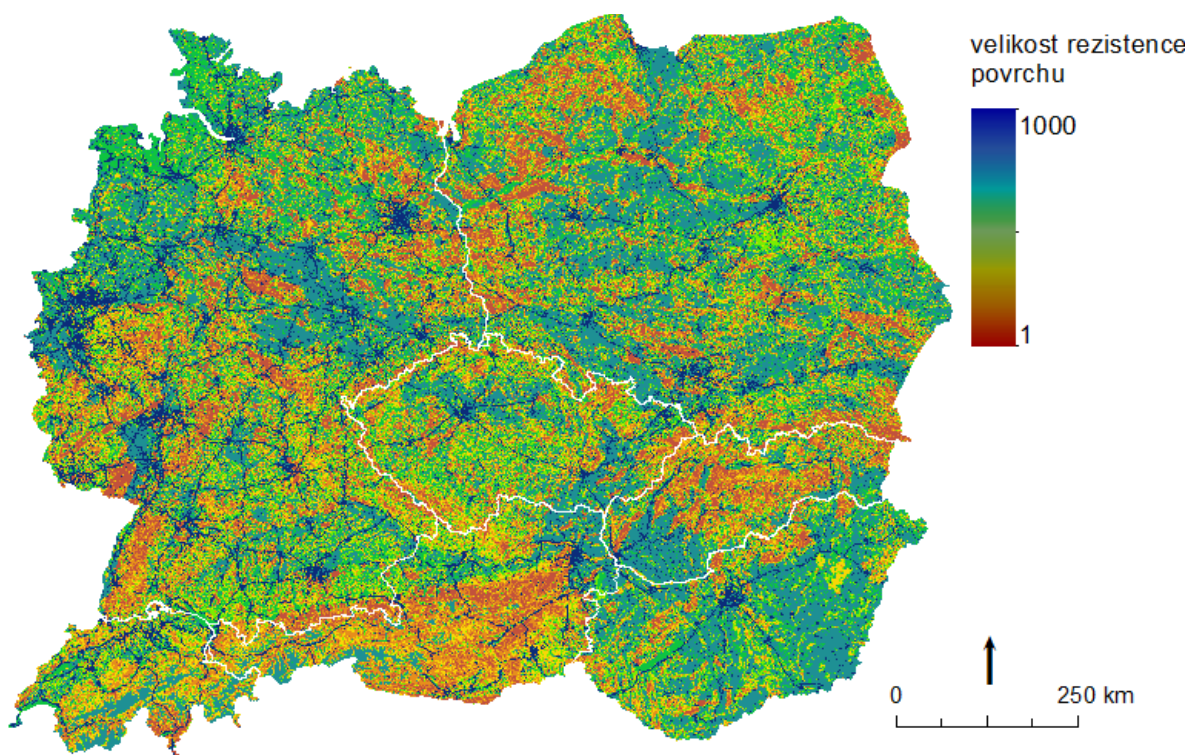
Obr. 12: Bariéry a jádrové zóny vstupující do vymezení zelené infrastruktury.

Rezistenční povrch v této práci zastupuje součet hodnot kapacity ekologické integrity a regulačních služeb v poli gridu (obr. 13, více též obr. 19). Hodnoty pro jednotlivá pole byly vypočteny jako rozlohou vážený průměr kapacity ekosystémových služeb podle kategorie krajinného pokryvu CORINE Land Cover 2012. Buňky s nejmenším potenciálem ekosystémových služeb jsou považovány za buňky s nejvyšší rezistencí. Pro zjednodušení byly hodnoty kapacity ekosystémových služeb rozděleny do 30 kategorií, jimž bylo invertováno jejich pořadí. Buňka odporového povrchu s hodnotou 1 má tudíž nejvyšší potenciál poskytovat ekosystémové služby a klade nejmenší odpor pohybu. Charakter buňky hodnoty 30 je přesně opačný.

Prostupnost krajiny navíc snižují migrační bariéry (obr. 12). Za liniové bariéry byly považovány komunikace o čtyřech a více pruzích, které pocházejí z databáze Open Street Map. Plošnou bariéru představuje zástavba, která byla převzata z CORINE Land Cover podle kategorií 1.1 souvislá městská zástavba (*continuous urban fabric*) a 1.2 nesouvislá městská zástavba (*discontinuous urban fabric*). Polím rezistenčního povrchu, kterými tyto

bariéry procházejí, byla připsána hodnota 1000, protože vysoká hodnota rezistence garantuje, že bude algoritmus buňky vnímat jako neprostupnou bariéru (obr. 13).

Výsledný rastr prostupnosti krajiny nabývá vysokého rozsahu hodnot a to až několika milionů. Proto byl v rámci zjednodušení při vymezování ekologické sítě omezen pouze na buňky s prvními 200 000 hodnotami. Koridory zelené infrastruktury byly vymezeny na základě tohoto rastru jako prvních 25 % polí s nejvyššími hodnotami, resp. nejprostupnější pole výsledného rastru prostupnosti krajiny.

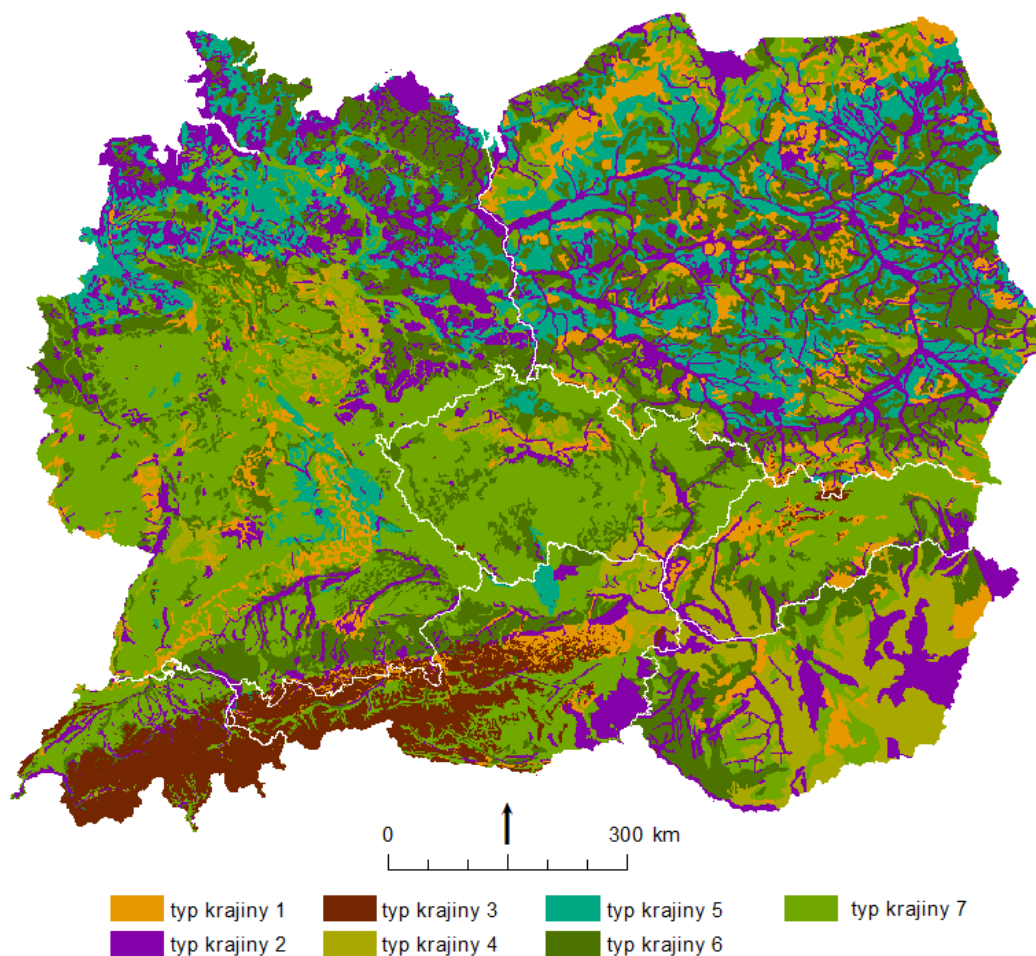


Obr. 13: Výsledný rezistenční povrch vstupující do analýzy konektivity krajiny.

6 VÝSLEDKY

6.1 Typologie přírodní krajiny střední Evropy

Klasifikací přírodní krajiny střední Evropy bylo identifikováno sedm krajinných typů (obr. 14). Podrobnější mapa typologie přírodní krajiny je uvedena v příloze L3. Zvolená metoda klastrování vyklasifikovala krajinné typy predominantně na základě půdního pokryvu, a proto je i popis těchto krajinných typů založen ve velké míře na popisu půdního pokryvu. V textu je použito názvosloví klasifikace WRB, aby bylo umožněno srovnání se vstupní půdní vrstvou.



Obr. 14: Typologie přírodní krajiny střední Evropy.

Krajinný typ 1 je prostorově nejméně homogenní ze všech krajinných typů. Dá se říci, že sdružuje dva mírně odlišné charaktery krajiny. Prvním z nich je členitá krajina vyšších nadmořských výšek dosahujících až ke 300 m n. m. s pokryvem málo vyvinutých půd - leptosolů. Druhým jsou méně členité do 100 m n. m., kde jsou typickým půdním pokryvem arenosoly nebo regosoly. V těchto nízkých oblastech se tento krajinný typ hodně prolíná s typy 5 a 6 a někde se také přibližuje ke krajinnému typu 4.

Krajinný typ 2 byl vymezen v povodí řek, lokalitách velkých vodních ploch a na zastavěných územích velkých měst s velkou variabilitou ostatních přírodních podmínek. Převládajícím půdním typem jsou nivní půdy jako fluvisoly, glejsoly nebo případně planosoly. Při mořském pobřeží tento typ krajiny také pokrývá nízko položené zamokřené oblasti. Do tohoto krajinného typu také spadají různé regiony se specifickým půdním pokryvem jako jsou například zasolené oblasti salsodických půd v Maďarsku.

Krajinný typ 3 pokrývá nejvyšší nadmořské výšky členitých horských oblastí v zájmovém území. Průměrná měsíční teplota je nejnižší ze všech typů a roční amplituda teplot je díky nadmořské výšce malá. Pokud je zde nějaký půdní pokryv, jedná se o primitivní a slabě vyvinuté půdy, jinak území v největší míře pokrývají ledovce a skalní výchozy.

Krajinný typ 4 pokrývá málo členitá území malých nadmořských výšek zvláště ve východní části zájmového území. Kontinentalita klimatu je zde relativně vysoká. Typickým půdním pokryvem je chernozem a phaeozem, tedy černosoly vyvinuté na karbonátových substrátech. Výskyt těchto substrátů také determinuje přítomnost čtvrtého krajinného typu v západní části střední Evropy.

Krajinný typ 5 je také vymezen v málo členitých regionech nízkých nadmořských výšek asi do 100 metrů. Spíše se ale nachází v severní části zájmového území, kde se mozaikovitě prolíná s krajinnými typy 6 a 7. Typickým půdním pokryvem je pro tento typ krajiny podzol.

Krajinný typ 6 se na rozdíl od předchozího typu nachází v pahorkatinách až ve výškách zhruba 200 metrů nad mořem. Rozprostírá se rovnoměrně v rámci celého zájmového území a nevyniká tudíž žádnou vyhraněnou klimatickou charakteristikou. Typickým půdním pokryvem jsou luvisoly a podzoly.

Krajinný typ 7 je nejrozsáhlejším krajinným typem v zájmovém území. Pokrývá členité vrchoviny střední Evropy a jeho plošné zastoupení se snižuje od západu k východu. Reprezentuje spíše oceánické klima s relativně nízkou amplitudou ročních teplot. Majoritním půdním pokryvem jsou kambisoly.

6.2 Prostorové rozložení kapacity ekosystémů poskytovat ekosystémové služby

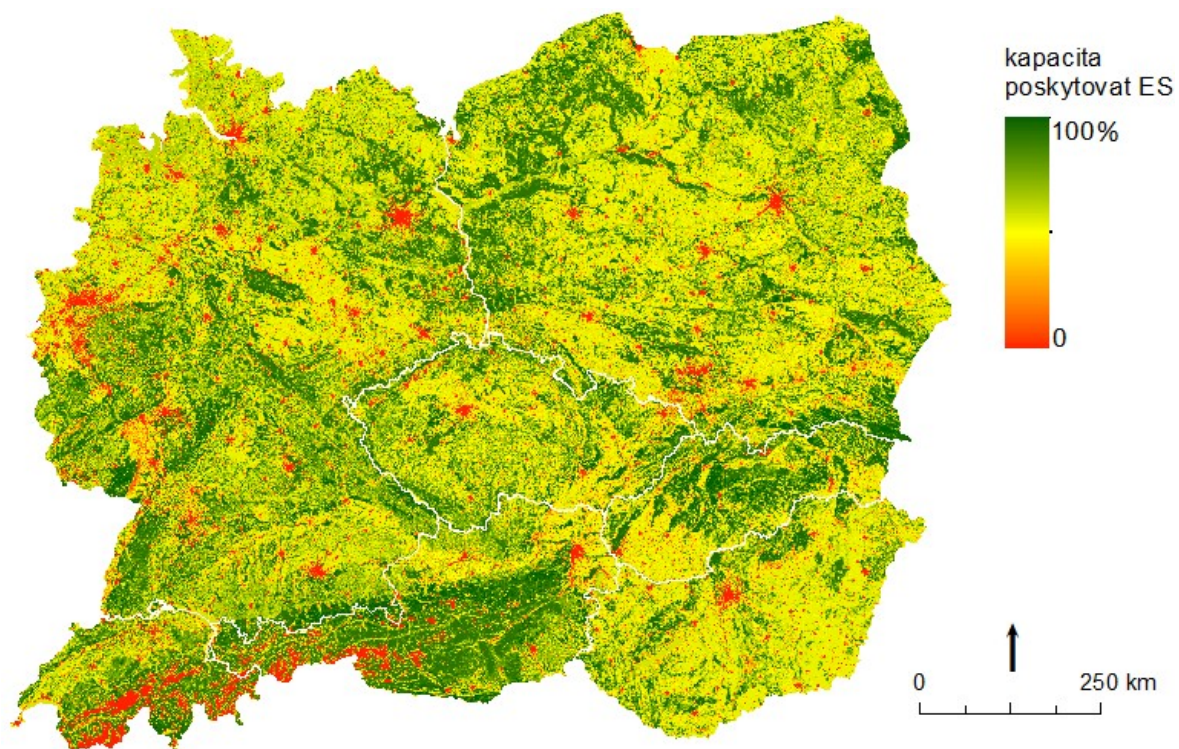
Prostorová distribuce ekosystémových služeb byla vyjádřena jako rozlohou vážený průměr pro každé pole referenčního gridu podle krajinného pokryvu v tomto poli. Metodika Brukharda et al. (2009) totiž kvantifikuje kapacitu poskytovat ekosystémové služby pro kategorie krajinného pokryvu CORINE Land Cover. Následující text stručně popisuje rozdíly v prostorovém rozložení ekosystémových služeb čtyř skupin podle MA (2005). Vizuální porovnání nabízí obrázky 15 až 18.

Gradient rozložení ekologické integrity (obr. 15) odpovídá rozložení vegetačního pokryvu a míře antropogenního pozměnění krajiny. Nejnižších hodnot nabývá v urbanizovaných a vysokohorských oblastech, kde tvoří krajinný pokryv ledovce a holé skály. Průměrné hodnoty ekologické integrity jsou v územích využívaných k různorodé zemědělské produkci. Nejvyšší hodnoty poskytují oblasti, které jsou člověkem relativně nedotčené, a mají velké množství vegetace.

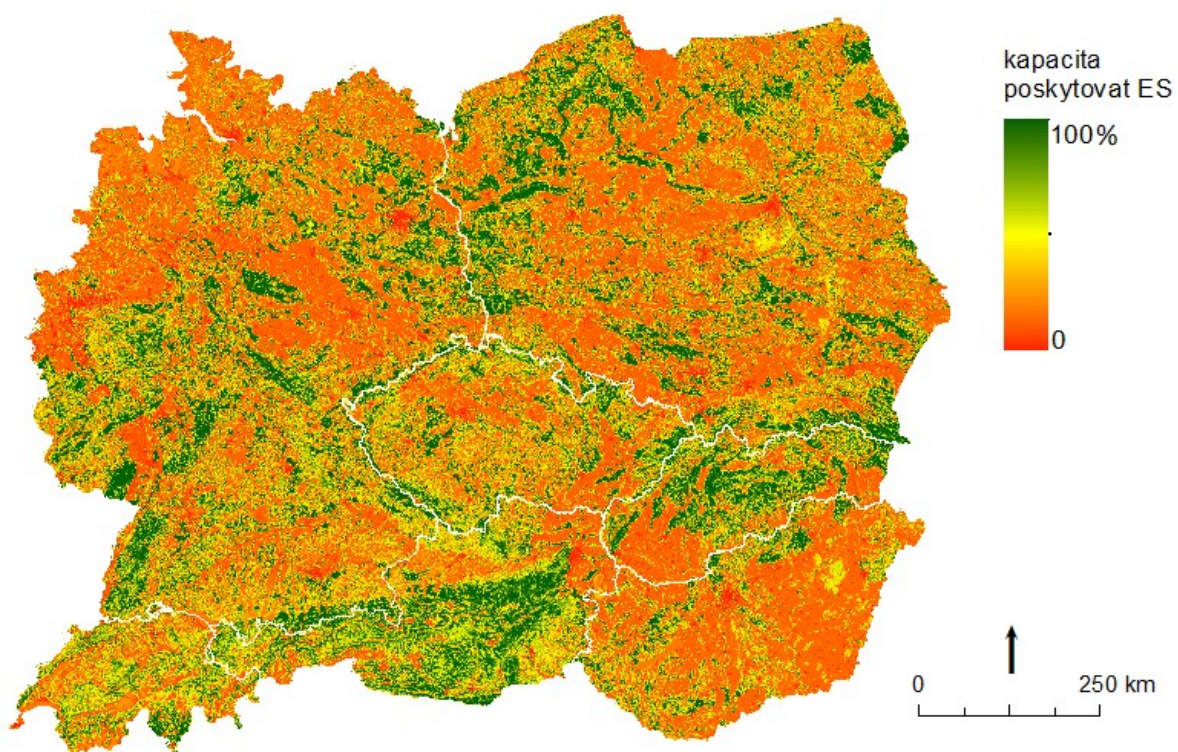
Naopak rozložení regulačních služeb je vysoce polarizované (obr. 16). V antropogenně ovlivněných regionech včetně zemědělských oblastí je hodnota těchto služeb obecně podprůměrná. Stejně tak ve vysokohorských oblastech bez vegetačního pokryvu. Nadprůměrná kapacita ekosystémů poskytovat ekosystémové služby odpovídá zalesněným horským oblastem.

Kapacita ekosystémů poskytovat zásobovací služby (obr. 17) je nejnižší v urbanizovaných oblastech, těžebních a průmyslových regionech, a ve vysokohorských polohách. Průměrné zásobovací služby poskytují horské oblasti a vodní plochy. Nadprůměrně jsou pak poskytovány ve všech oblastech využívaných k zemědělské produkci nebo pokrytých hospodářskými lesy. Tyto plochy tvoří naprostou většinu krajiny střední Evropy.

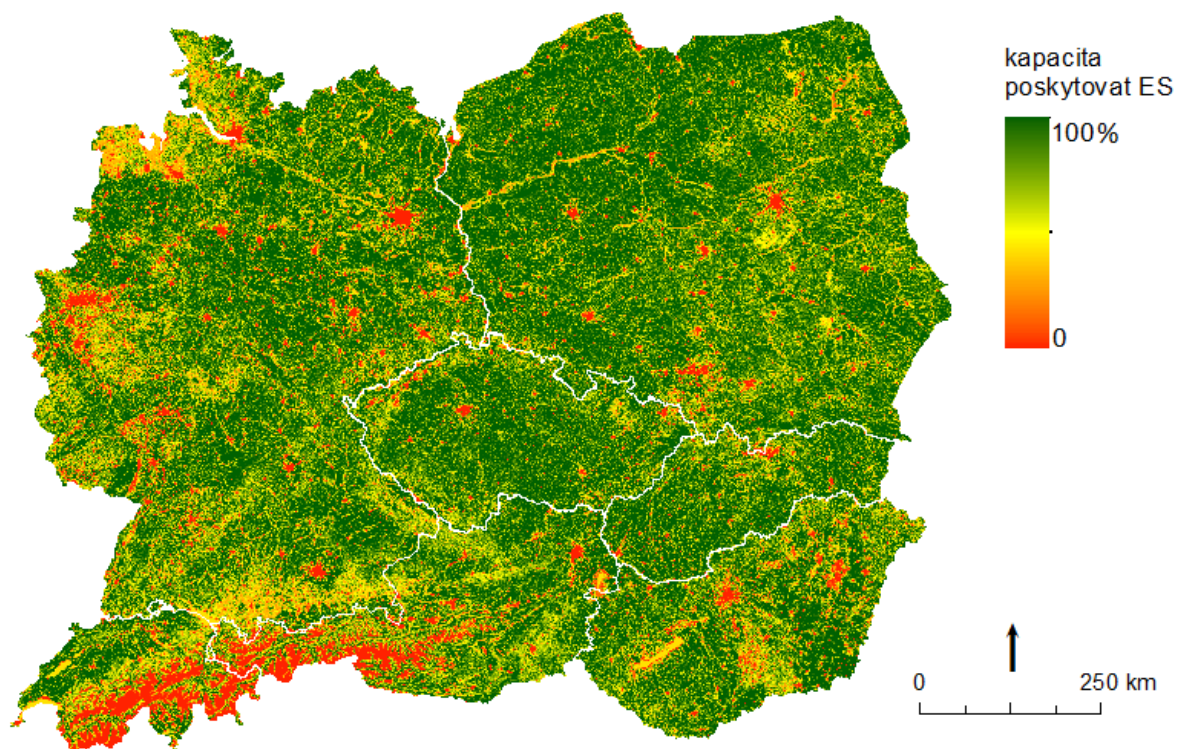
Kulturní služby jsou spojené s regiony využívanými k rekreaci a vzdělávání. Nejnižší kapacita ekosystémů poskytovat tyto ekosystémové služby je tudíž v urbanizované, průmyslové a intenzivně zemědělsky využívané krajině (obr. 18). Průměrná kapacita odpovídá nezalesněným vysokohorským oblastem a harmonickým zemědělským krajinám, zatímco nadprůměrná kapacita ekosystémů poskytovat kulturní služby se vyskytuje v zalesněných horských oblastech a okolo vodních ploch.



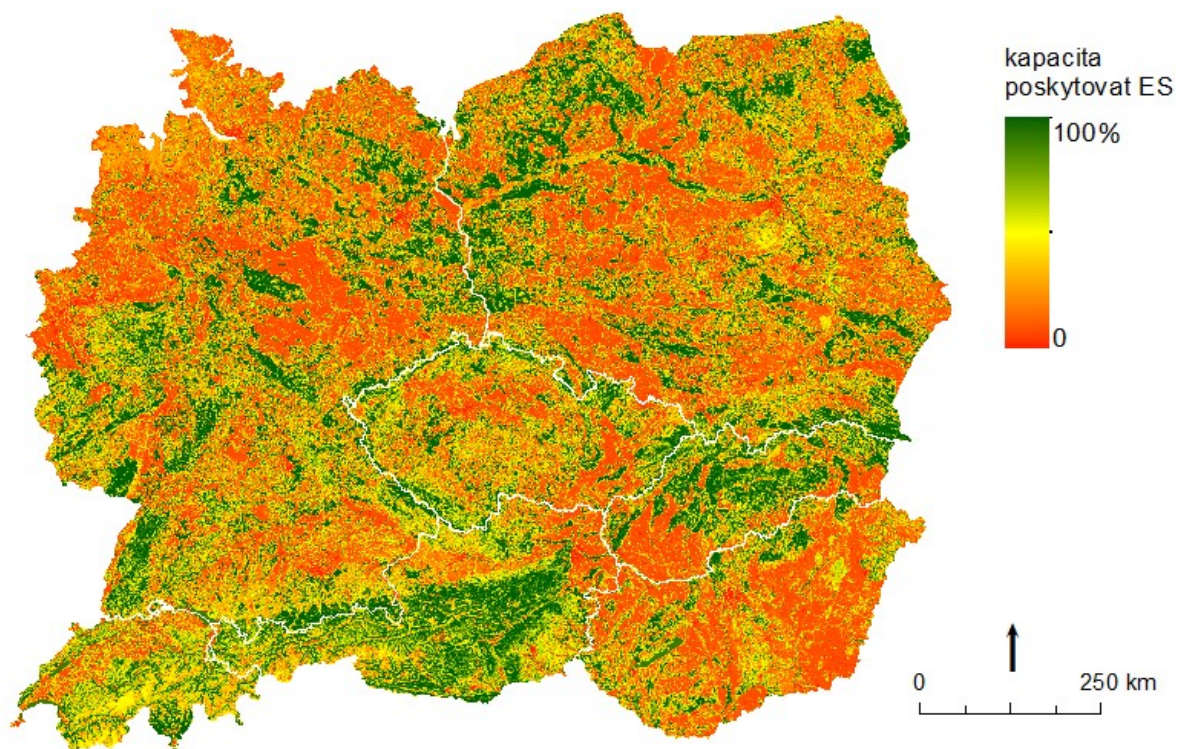
Obr. 15: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat ekologickou integritu, kde 100 % značí maximální kapacitu ekosystému poskytovat tuto skupinu ekosystémových služeb.



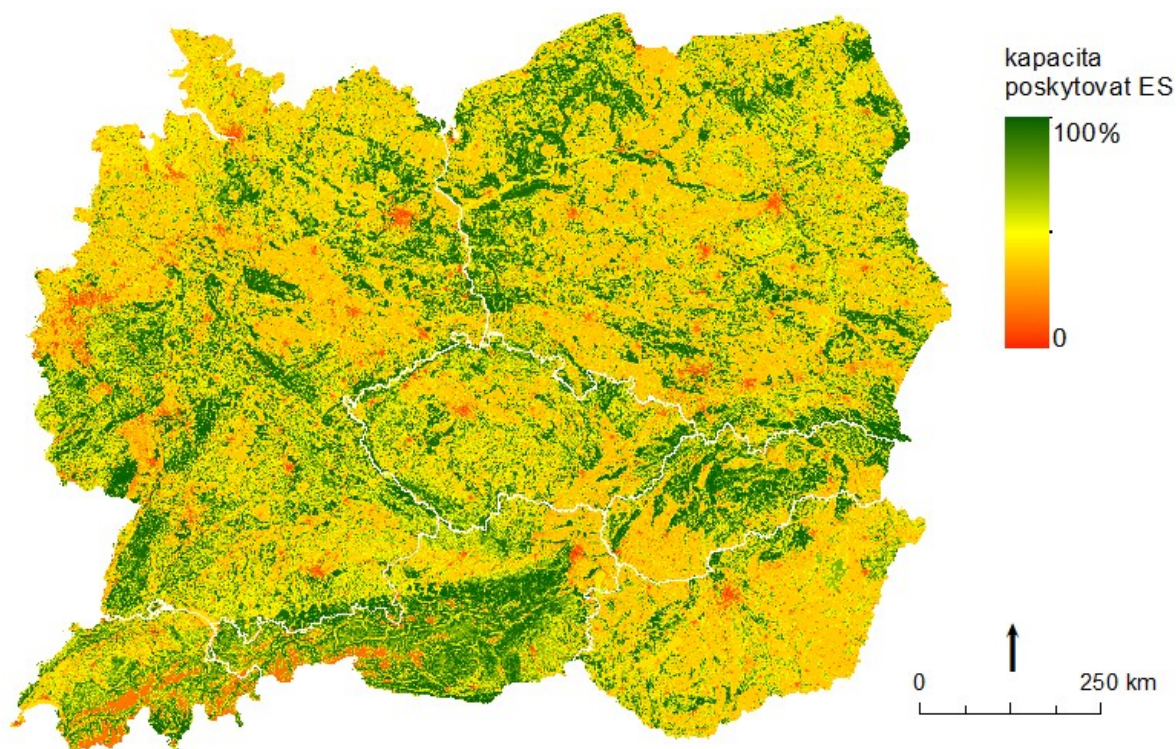
Obr. 16: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat regulační služby, kde 100 % značí maximální kapacitu ekosystému poskytovat tuto skupinu ekosystémových služeb.



Obr. 17: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat zásobovací služby, kde 100 % značí maximální kapacitu ekosystému poskytovat tuto skupinu ekosystémových služeb.



Obr. 18: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat kulturní služby, kde 100 % značí maximální kapacitu ekosystému poskytovat tuto skupinu ekosystémových služeb.



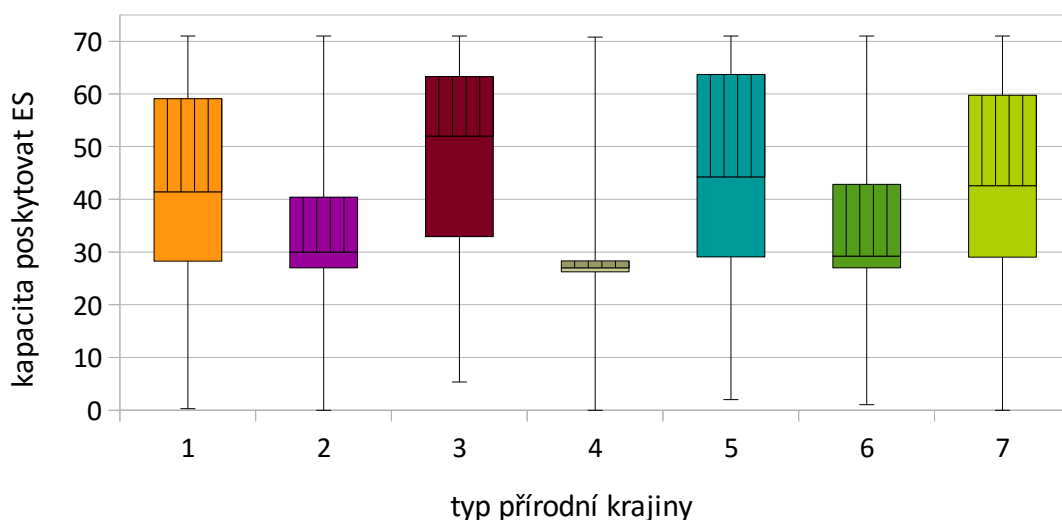
Obr. 19: Rozložení relativní kapacity ekosystémů poskytovat ekosystémové služby jako součet ekologické integrity a regulačních služeb, kde 100 % značí maximální kapacitu ekosystému poskytovat ekosystémové služby.

Pro potřeby vymezení zelené infrastruktury byla kapacita ekologické integrity a regulačních služeb sečtena a využita jako rezistenční povrch pro analýzu ekologických sítí (obr. 19). Výsledný rastr má vysoce podprůměrné hodnoty kapacity poskytovat ekosystémové služby u urbanizovaných oblastí velkých měst a v průmyslových oblastech jako je Porýní a Porúří, Mostecká pánev nebo Horní Slezsko. Mírně podprůměrné až průměrné kapacity poskytují zemědělsky využívané oblasti, a z nich ostrůvkovitě vystupují zalesněné horské oblasti jako například Schwarzwald, Harz, Durynský les, Vysoké a Nízké Tatry, Křivoklátsko, Brdy, Vysoké a Nízké Tatry nebo národní parky v Západopomořanském vojvodství s nadprůměrnou kapacitou poskytovat tyto dvě skupiny ekosystémových služeb.

6.3 Kapacita ekosystémů poskytovat ekosystémové služby podle typů přírodní krajiny

Předpoklad, že jednotlivé typy přírodní krajiny poskytují různé hodnoty ekosystémových služeb, a mohou tak ovlivňovat vymezení zelené infrastruktury ve střední Evropě, se nenaplnil. Zdali se kapacita poskytovat ekosystémovou integritu a regulační služby v jednotlivých typech krajiny liší, bylo testováno pomocí Kruskal-Wallisova testu shodnosti mediánů. Výběry nemají normální rozložení ani shodné rozptyly. Nulová

hypotéza byla zamítnuta na hladině významnosti $\alpha = 0,01$. Přesto všechny typy krajiny dosahují v některých polích referenční sítě maximální hodnoty kapacity ekosystémových služeb (obr. 20). Metodika postavená na procentuálním přepočtu podle maximální kapacity ekosystémových služeb v jednotlivých krajinných typech tak ztrácí na významu, protože standardní i alternativní vymezení zelené infrastruktury je prostorově totožné.

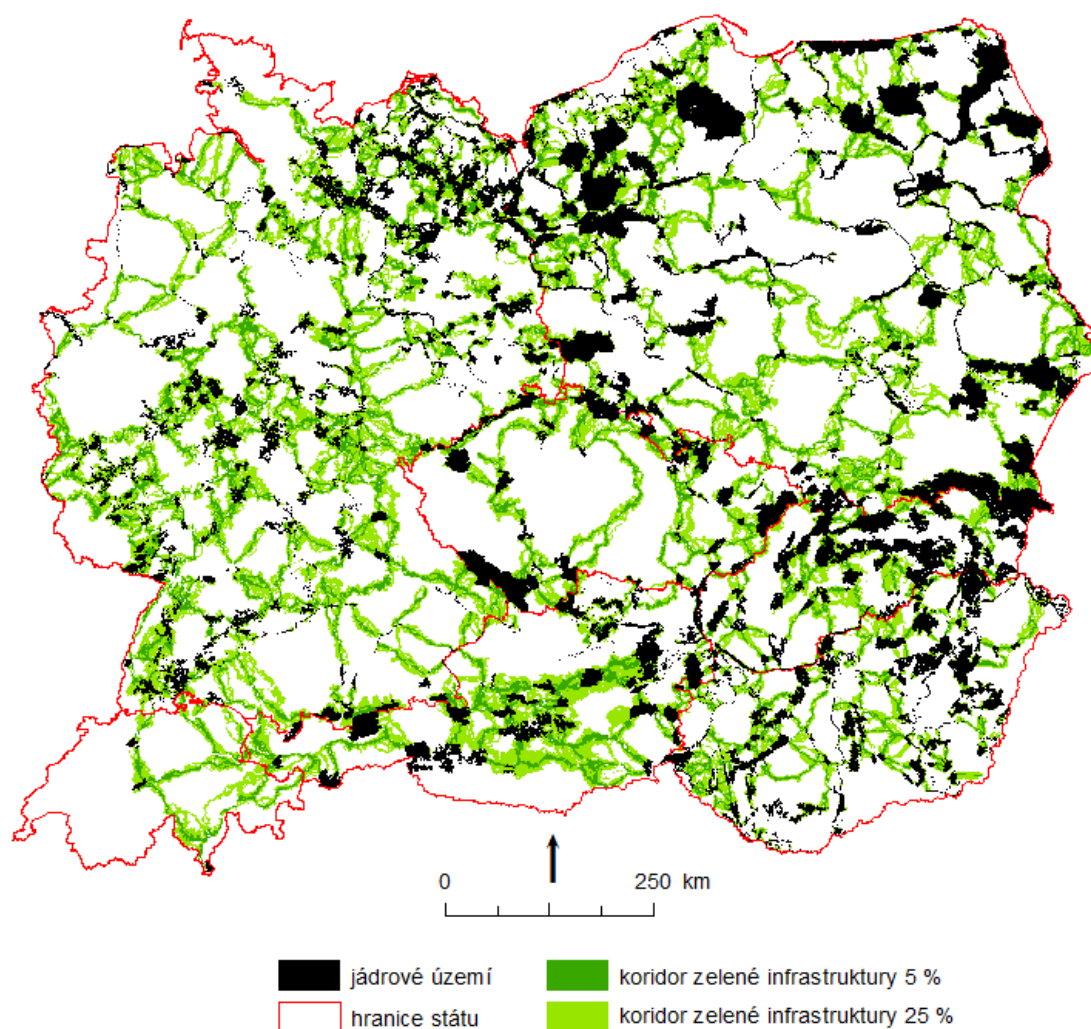


Obr. 20: Rozložení kapacity krajinných typů poskytovat ekosystémové služby jako součet ekologické integrity a regulačních služeb. Pro každý krajinný typ je znázorněna minimální hodnota, první kvartil, medián, třetí kvartil a maximum.

V další části práce je proto typologie přírodní krajiny využita pouze jako s prostorový rámcem, který umožňuje podrobně zhodnotit vymezení zelené infrastruktury ve střední Evropě.

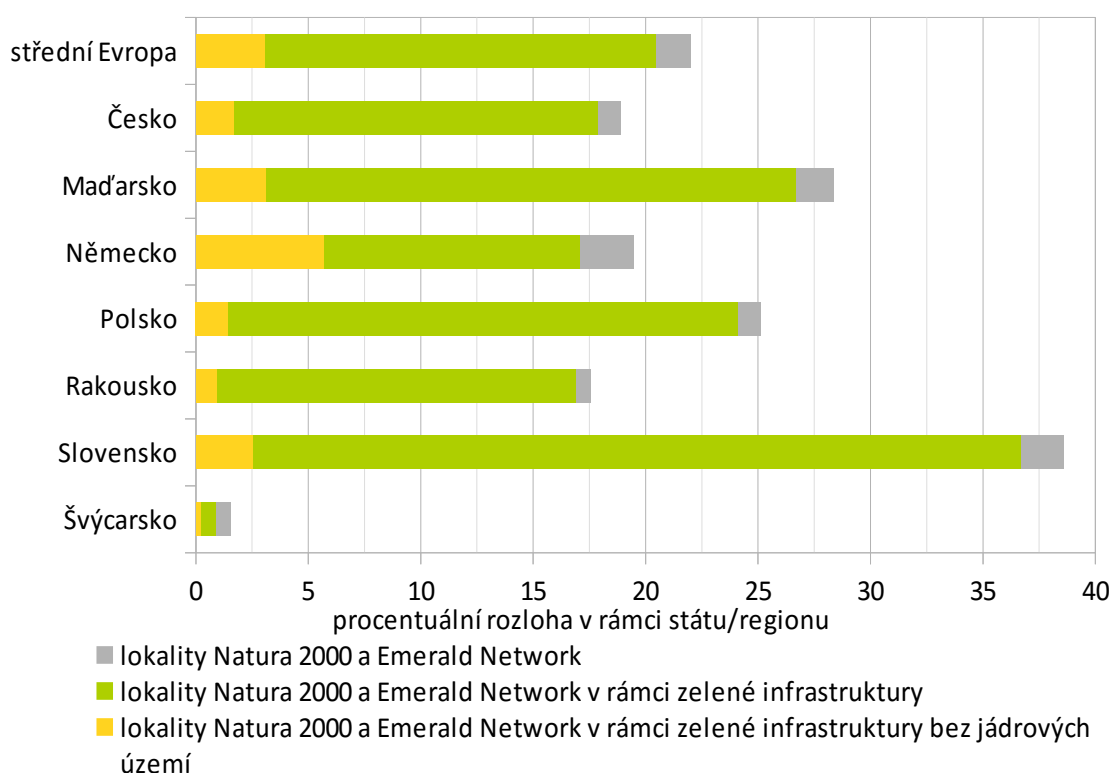
6.3 Vymezení zelené infrastruktury

Zelená infrastruktura ve střední Evropě byla vymezena jako síť koridorů propojujících jádrová území lokalit Natura 2000 (obr. 21). Za zelenou infrastrukturu je považováno prvních 25% hodnot rastru reprezentujícího prostupnost krajiny dle zvolené metodiky (světle zelené). Obrázek 20 nabízí srovnání velikosti koridorů zvolené hranice 25% s koridory na hranici hodnot pouhých 5% nejprostupnější krajiny (tmavě zelené). Na základě tohoto srovnání je patrné, že širší hranice hodnot jen v minimu případů umožňuje vznik nových, prostorově oddělených koridorů. Většinou pouze rozšiřuje koridor vymezený na užší hranici, a tvoří kolem něj obalovou zónu. Hranice 25% byla vybrána jako nejvhodnější k vymezení zelené infrastruktury kvůli velikosti zájmového území a nadnárodnímu měřítku analýzy.



Obr. 21: Zelená infrastruktura střední Evropy.

Vymezená zelená infrastruktura spojuje jádrová území lokalit Natura 2000 a Emerald Network ve Švýcarsku o rozloze alespoň 50 km². Největší podíl na rozloze státu zaujímá navržená zelená infrastruktura na Slovensku (50 %) a v Rakousku (43 %). Zbylé státy, kde byly využity lokality Natura 2000, jsou pokryty z 36-38 %, nejnižší pokrytí z nich má v Česká republika (34 %). Vůbec nejmenší podíl na rozloze zaujímá zelená infrastruktura ve Švýcarsku (18 %). Následující odstavce shrnují nejdůležitější rozdíly ve vymezení zelené infrastruktury na území jednotlivých států. Přehledné shrnutí všech hodnot pro každý stát je obsaženo v příloze P2.



Obr. 22: Srovnání rozlohy chráněných území, které zůstávají mimo zelenou infrastrukturu, a které jsou součástí zelené infrastruktury, přestože nebyly do jejího vymezení přímo zahrnuty.

Největší podíl zelené infrastruktury na ploše státu byl vymezen na Slovensku a v Rakousku. Rakousko má vhodné přírodní prostředí v němž mají ekosystémy vysokou kapacitou poskytovat ekosystémové služby, což se projevuje na širší vymezených koridorů. Rakousko má navíc vysokou průměrnou rozlohu lokality (67 km²), takže většina chráněných území byla přiřazena k jádrovým územím zelené infrastruktury. Slovensko má zase největší podíl chráněných území Natura 2000 na plochu (38 %). U ostatních států je plošný rozsah zelené infrastruktury srovnatelný. Polsko se vyznačuje největší průměrnou velikostí lokality Natura 2000 (80 km²) a proto do jeho zelené infrastruktury připadá jen málo lokalit, které nebyly předem určené jako jádrové. Situace je podobná jako

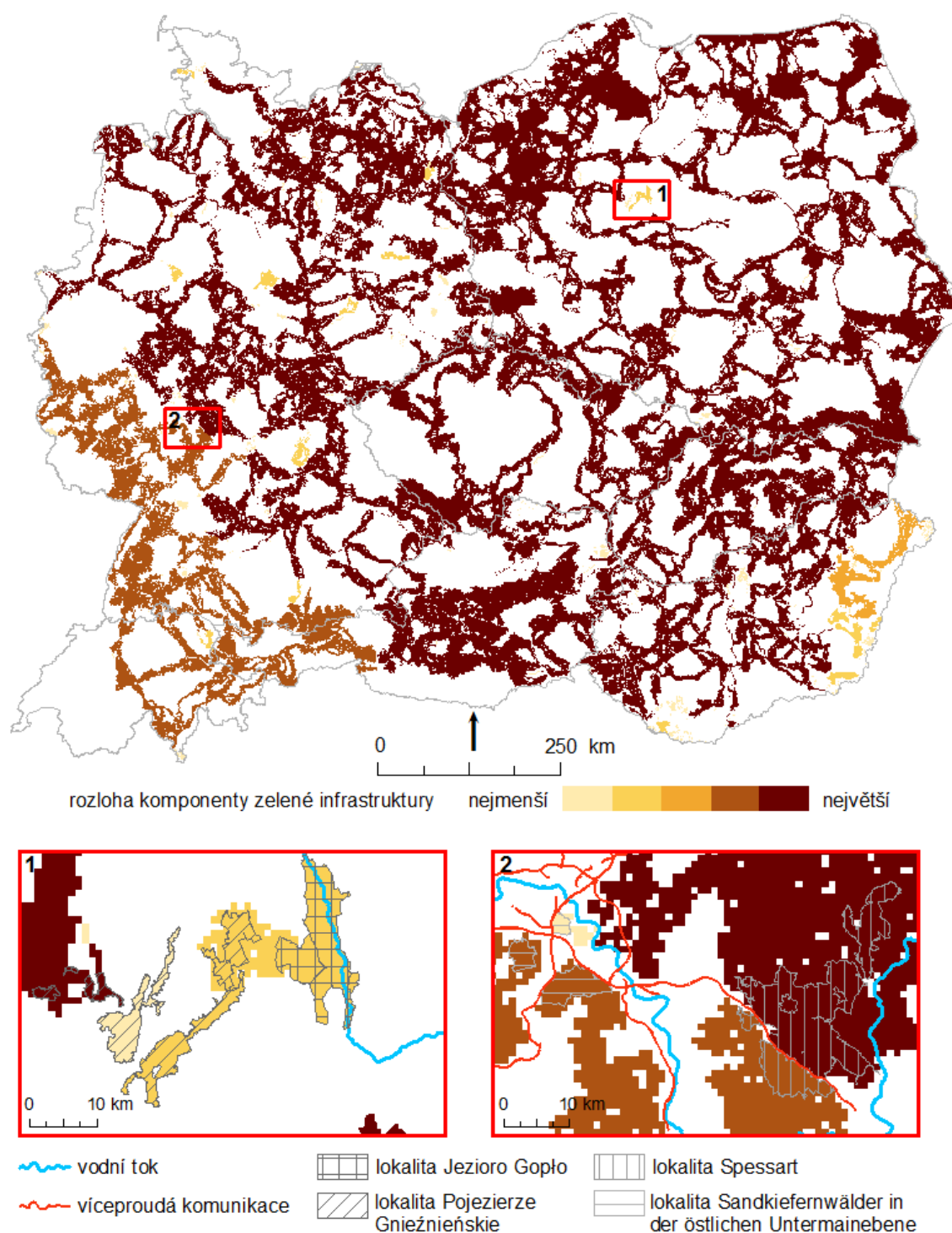
v Rakousku. Relativně vysokou průměrnou velikost lokality (nad 50 km²) má i Maďarsko. Zajímavé je srovnání zelené infrastruktury České republiky a Německa. Obě země mají totiž srovnatelnou průměrnou velikost lokality (cca 13 km²) a podobnou procentuální rozlohu zelené infrastruktury na ploše státu (34 a 37 %). Německo má však proti všem ostatním státům v rozloze zelené infrastruktury největší poměr lokalit Natura 2000, které jsou menší než 50 km² a nebyly tudíž začleněny do analýzy jako jádrová území.

Porovnání s celkovou plochou všech lokalit obou sítí ukazuje, že v zájmovém území střední Evropy pokryje zelená infrastruktura 93 % celkové rozlohy Natury 2000 a Emerald Network. Z této hodnoty je 15 % plochy reprezentováno lokalitami menšími než 50 km². To znamená, že celkem 80 % rozlohy chráněných území, začleněných do zelené infrastruktury, bylo předdefinováno jako jádrové zóny, zatímco 13 % rozlohy chráněných území patří lokalitám menším než 50 km² a součástí zelené infrastruktury se staly díky vhodné poloze a vysoké kapacitě poskytovat ekosystémové služby. Podrobnější srovnání rozložení lokalit jádrových a ostatních území v rámci zelené infrastruktury ve střední Evropě i mezi jednotlivými státy ukazuje obrázek 22.

6.4 Zelená infrastruktura z hlediska konektivity krajiny

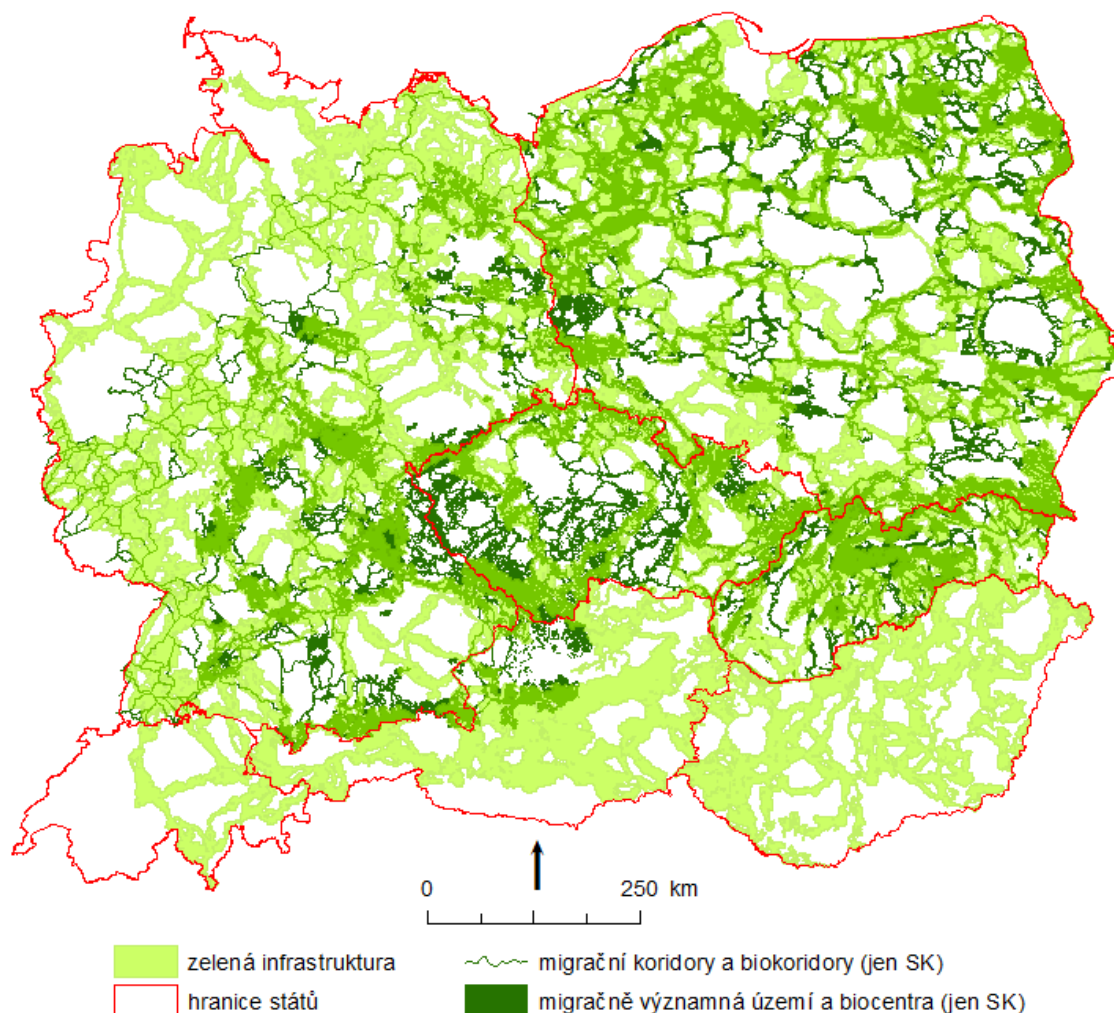
Vnitřní konektivita je jedním ze dvou klíčových hledisek při vymezování zelené infrastruktury. Ačkoli se síť zelené infrastruktury může zdát na první pohled spojitá, skládá se z několika dílčích částí (obr. 23). Celkem je složena z 1609 částí o rozloze do 100 km², 20 částí o rozloze 100 až 1000 km², a ze třech částí větších než 1000 km². Celková rozloha zelené infrastruktury je 382 109 km², což je skoro 38 % procent celkové rozlohy území střední Evropy.

Obr. 23 také ilustruje různé příčiny izolace segmentů zelené infrastruktury. Malé žluté plochy na obrázku zpravidla reprezentují jádrové lokality Natura 2000, které se skládají z několika menších ploch, ale v datové vrstvě vystupující do vymezení zelené infrastruktury vystupovaly jako jedna jednotka. Software je při vymezování ekologické sítě vnímá jako jednu lokalitu, a ve výsledné síti je propojena jen jedna z několika částí dílčích částí. Z hlediska konektivity celé zelené infrastruktury je především významný výskyt dvou malých nepropojených segmentů sítě na východním okraji Maďarska, a jednoho velkého segmentu ve východní části Německa a Švýcarska. Oddělení dílčích komponentů sítě je způsobeno přetnutím sítě víceproudými komunikacemi a v případě Německa také tokem řeky Mohan. Vzdálenost segmentů od největšího, tmavě hnědého prvku zelené infrastruktury na většině míst jen mírně překračuje jeden kilometr, pokud je však dělícím prvkem dálnice nebo hluboké údolí řeky, může představovat významnou bariéru pro udržení genetické diverzity a rozšiřování organismů v krajině.



Obr. 23: Spojitost sítě zelené infrastruktury. Výřez 1 ukazuje segmentaci sítě důsledkem designu jádrových zón, zatímco ve výřezu 2 je segmentace zapříčiněná průchodem liniových bariér.

Identifikaci koridorů zelené infrastruktury, jejichž konektivitě by měla být připsána nejvyšší důležitost, může přinést také překryv s migračními koridory a migračně významnými územími alespoň na území některých států střední Evropy (obr. 24).

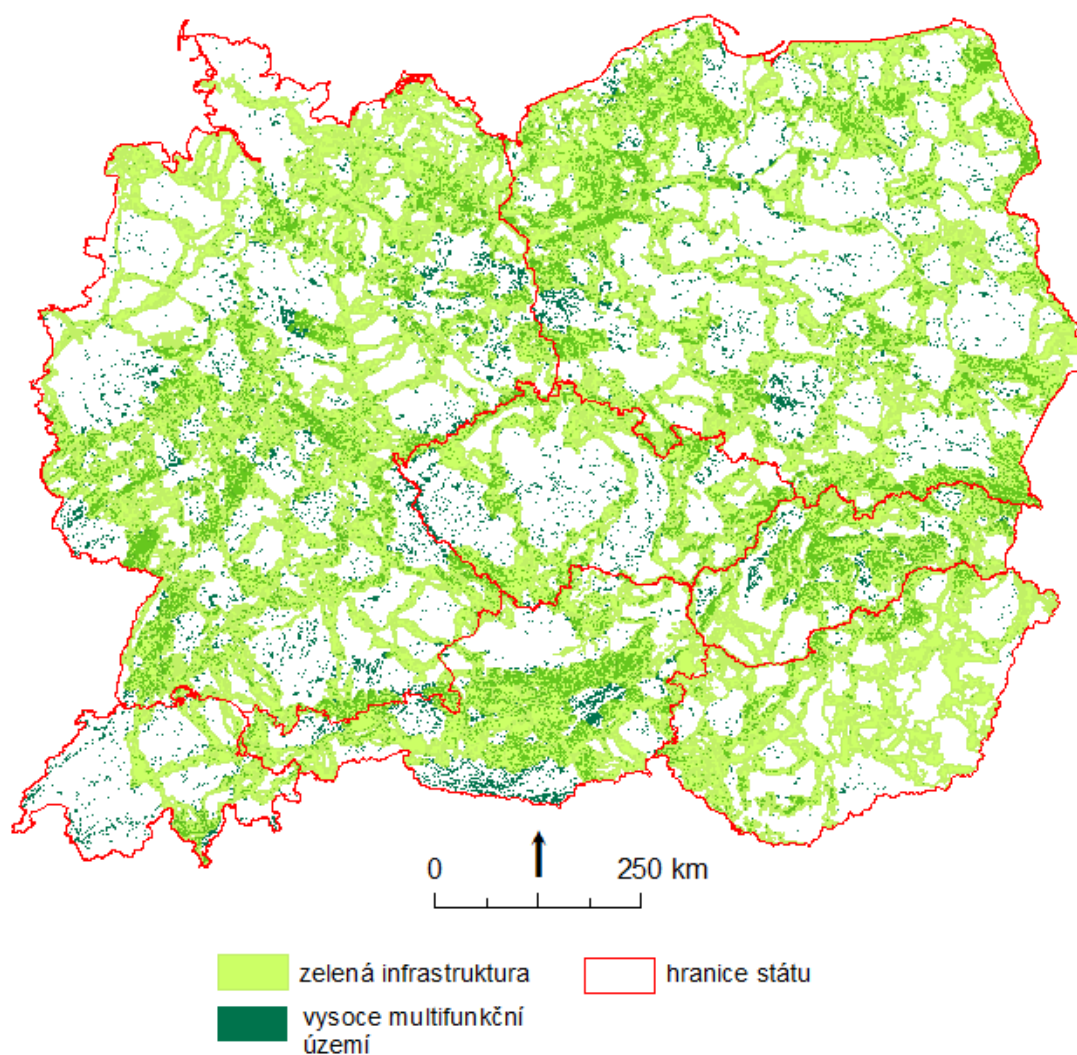


Obr. 24: Překryv zelené infrastruktury a dálkových migračních koridorů velkých savců.

Zdroj dat: Anděl et al. 2010

6.5 Zelená infrastruktura jako multifunkční prvek

Multifunkční charakter zelené infrastruktury reprezentuje kapacita ekosystémů poskytovat různorodé ekosystémové služby. Jako vysoce multifunkční jsou považována pole referenčního gridu, která najednou poskytují minimálně 90 % maximální kapacity všech ze 4 skupin ekosystémových služeb (viz obr. 25). To znamená, že jsou zahrnuty i ekosystémové služby, které nebyly přímo použity pro vymezení zelené infrastruktury. Jak je z obrázku patrné, více než 25 % plochy této sítě pokrývá pole odpovídající této definici multifunkční krajiny. Syntetizovanou informaci o rozložení úseků vyšší a nižší kvality v rámci sítě zelené infrastruktury přináší mapa v příloze L5.

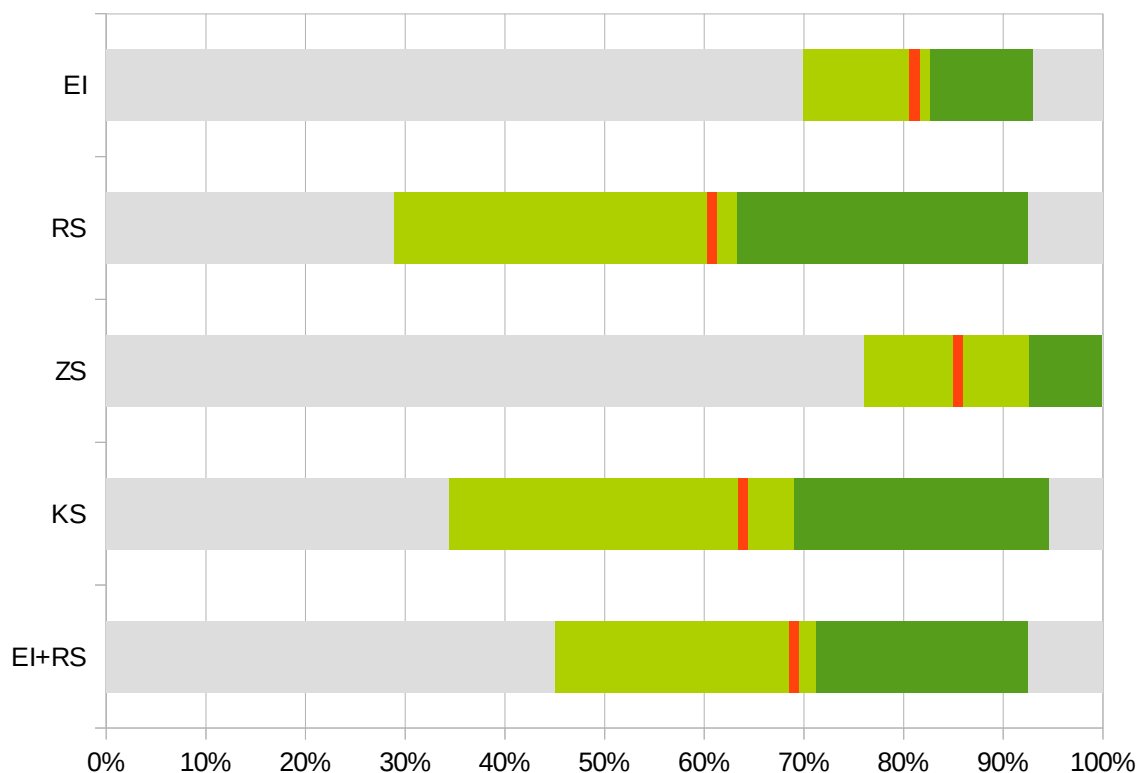


Obr. 25: Srovnání prostorové distribuce zelené infrastruktury a vysoce multifunkčního území.

Průměr ekosystémových služeb, které sloužily jako podklad k vymezení zelené infrastruktury, tedy součtu ekologické integrity a regulačních služeb, je na celém území zelené infrastruktury téměř 70 % maximální kapacity. Graf v obrázku 26 nabízí srovnání rozložení relativních hodnot jednotlivých skupin ekosystémových služeb v ploše zelené infrastruktury. Relativní hodnoty jsou pro srovnání polohy kapacity ekosystémových služeb v zelené infrastruktuře výhodnější, protože nabízejí porovnání mezi skupinami, které jsou jinak expertně vyjádřeny v různě širokých bodových škálách.

Nejvyšších relativních hodnot podle tohoto srovnání dosahuje skupina zásobovacích služeb, která přitom nebyla pro vymezení zelené infrastruktury přímo využita. Tři čtvrtiny polí zelené infrastruktury dosahují přes 75 % maximální kapacity poskytovat zásobovací služby. Relativně vysoké hodnoty nabývá v zelené infrastruktuře

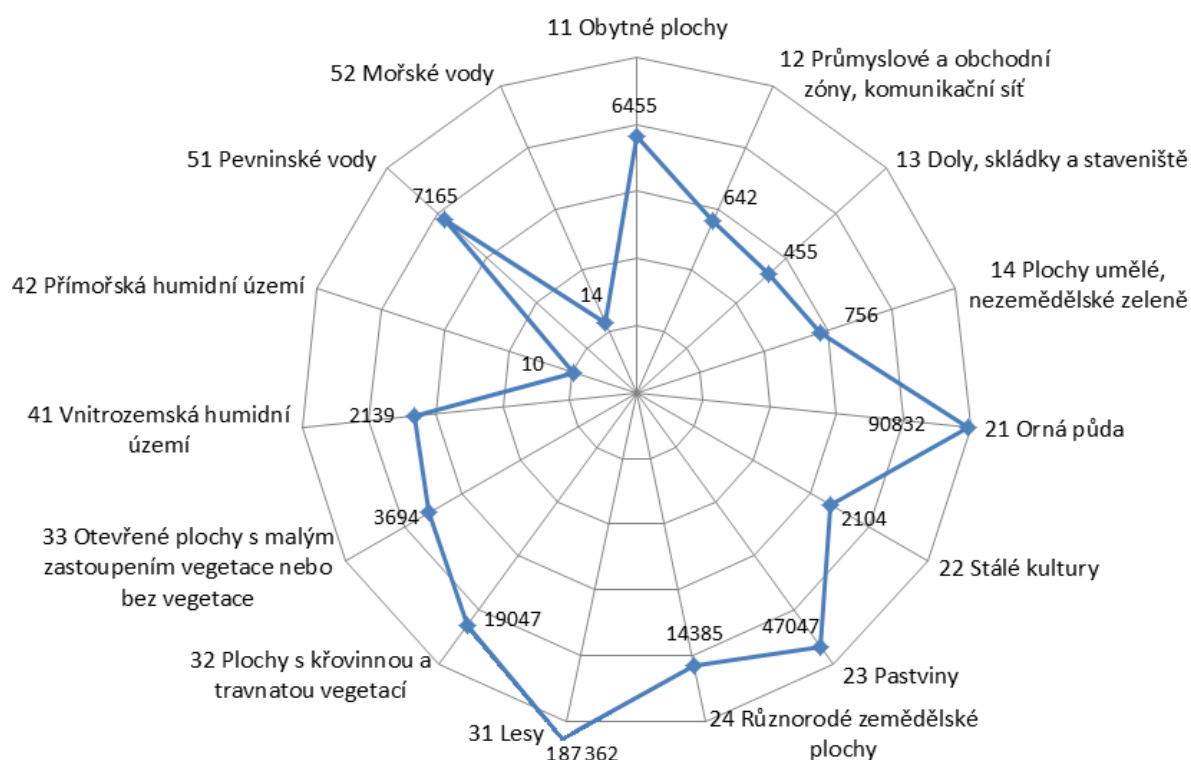
také ekologická integrita. Druhý kvartil hodnot začíná na 70 % maximální kapacity. Ve srovnání s těmito dvěma skupinami jsou mají regulační a kulturní služby v zelené infrastruktuře níže položenou polohu hodnot. Přesto však průměr u obou skupin přesahuje 60 %.



Obr. 26: Srovnání relativního rozložení kapacity ekosystémů poskytovat ekosystémové služby v rámci zelené infrastruktury. Šedé oblasti datových hodnot reprezentují horní a dolní kvartil, rozhraní mezi odstíny zelené medián hodnot, červená linie průměrnou hodnotu.

EI = ekologická integrita, RS = regulační služby, ZS = zásobovací služby, KS = kulturní služby, EI+RS = součet ekologické integrity a regulačních služeb.

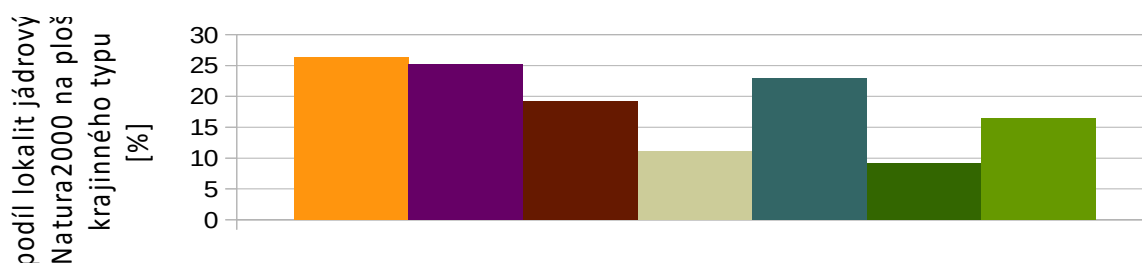
Všeobecná shoda panuje na tom, že přírodě blízké ekosystémy poskytují více funkcí. Obrázek 27 ukazuje rozložení plochy zelené infrastruktury v rámci různých druhů krajinného pokryvu CORINE Land Cover. Největší část plochy zelené infrastruktury, celkem 54 %, je pokryto třídou 3 Lesy a polopřírodní oblasti. Druhý největší podíl 40 % má na celkové ploše třída 2 Zemědělské plochy. Zbývající území pokrývá ze 2 % třída 1 Urbanizovaná území, z 1,8 % třída 5 Vodní plochy a zbývajících 0,5 % třída 4 Humidní území.



Obr. 27: Rozložení tříd CORINE Land Cover 2012 na území zelené infrastruktury. České názvosloví legendy CORINE Land Cover bylo převzato podle Bossarda, Ferance a Otahela (2000). Rozloha tříd je uvedena v km².

6.6 Zelená infrastruktura a typy přírodní krajiny

Zelená infrastruktura byla vymezena napříč všemi typy přírodní krajiny. Obrázek 29 ukazuje procentuální zastoupení jádrových zón zelené infrastruktury na celkové ploše krajinného typu. Z toho srovnání je zřejmé, že nejvyšší podíl území chráněný těmito velkými lokalitami Natura 2000 mají krajiny prvního, druhého a pátého typu. Na těchto krajinných typech je tudíž vymezen i největší podíl rozlohy zelené infrastruktury.



Obr. 28: Rozložení tříd CORINE Land Cover 2012 na území zelené infrastruktury podle typů přírodní krajiny.

7 DISKUZE

V této práci byly identifikovány lokality vhodné pro vymezení zelené infrastruktury na území střední Evropy. Celková plocha návrhu sítě zelené infrastruktury je téměř 38 % rozlohy střední Evropy, přičemž 17 % připadá na území identifikované jako vhodné k rozšíření územní ochrany, zatímco 21 % tvoří stávající lokality Natura 2000, a to včetně těch, které nebyly v analýze předdefinované jako jádrové zóny a tudíž předem určené k začlenění do zelené infrastruktury.

Návrh zelené infrastruktury sdružuje ochranu ekosystémových služeb, biodiverzity a funkční konektivity krajiny. Metodika také pracuje s předpokladem, že se prostorové vymezení zelené infrastruktury změní při zohlednění různého prostorového potenciálu krajiny poskytovat ekosystémové služby.

Struktura diskuze odpovídá vnitřní struktuře této práce. Jako první je diskutována metodika. Jako první je zařazena diskuze dílčího výsledku typologie přírodní krajiny střední Evropy a jejího vlivu na vymezení zelené infrastruktury. Dále je diskutována metodika vymezení zelené infrastruktury s ohledem na dvě hlavní kritéria, která jsou při vymezení klíčová, tedy multifunkčnost a konektivitu krajiny. Následuje srovnání výsledku této diplomové práce s dalšími studiemi, které se také věnovaly zelené infrastruktuře v Evropě. Závěrečná část se zabývá otázkou, nakolik může zelená infrastruktura naplňovat role, které jsou jí v teoretické rovině připisovány.

7.1 Metodika práce

Pro metodickou část byly využity běžně dostupné datové zdroje a standardní postupy vymezení prioritních zón ochrany přírody v krajině, což odpovídá doporučení kolektivu Snäll et al. (2016) nebo Evropské komise (2013), ale také většinovému přístupu uplatňovanému v pracích zabývajících se tímto tématem (např. Kopperoinen et al., 2014; Lique et al., 2015).

7.1.1 Typologie přírodní krajiny

Vymezení zelené infrastruktury bylo postaveno na modelování ekologických koridorů

na základě kapacity ekosystémů poskytovat ekosystémové služby. Vstupním předpokladem metodiky bylo, že se potenciál ekosystémů poskytovat ekosystémové služby proměňuje s fyzickogeografickými gradienty ve studovaném regionu (např. Frélichová et al., 2014). V první fázi práce proto byla vytvořena typologie přírodní krajiny střední Evropy, která vymezuje prostorové krajinné typy na základě přírodních podmínek. V dalším kroku prostorová distribuce ekosystémových služeb přepočtena na relativní hodnoty podle maximálního potenciálu každého krajinného typu poskytovat ekosystémové služby. Tím mělo dojít k vzájemnému vyrovnání různých potenciálů v krajinných typech v prostoru. Tento krok však nepřinesl žádnou aktualizaci rozložení hodnot ekosystémových služeb proti původní situaci. Výsledek ukazuje, že ačkoli se průměrná hodnota kapacity poskytovat ekosystémové služby v jednotlivých typech krajiny liší, maximální hodnoty potenciálu jsou v krajinných typech vzájemně srovnatelné. Metodicky navazující analýza konektivity krajiny detekuje právě nejvyšší hodnoty ekosystémových služeb, takže ekologická síť nebyla rozdílným průměrným potenciálem krajinných typů ovlivněna. Ve výsledcích práce je proto identifikována pouze jedna síť vhodných lokalit pro zelenou infrastrukturu, která je pro obě modifikace metodického postupu totožná.

Důvody, proč typologie přírodní krajiny identifikovala stejná maxima u všech krajinných typů, a nepřispěla tak ke zpřesnění vymezení zelené infrastruktury, mohou být následující: V první řadě bylo na velkém zájmovém území vymezen relativně malý počet krajinných typů. Větší počet typů krajiny by přesněji popsal prostorovou variabilitu vstupních proměnných, a mohl by tak lépe postihnout i variabilitu kapacity ekosystémových služeb. O výsledném počtu krajinných typů bylo arbitrárně rozhodnuto autorkou. Varianty o různém počtu krajinných typů akcentovaly proměnlivost půdního pokryvu v krajině, ale vliv dalších proměnných byl procesem upozaděn. Hrozilo tedy, že typologie krajiny bude v podstatě jen překreslením vstupní vrstvy půdního pokryvu. Přestože byla zvolená metoda klastrové analýzy dvojstupňovým klastrováním určená pro práci s kvantitativními i kategoriálními proměnnými, v této metodice se projevila jako nevhodná. Jinou metodou vhodnou ke klasifikaci smíšených proměnných je například hierarchické klastrování. To však nebylo v tomto případě realizovatelné kvůli velikosti vstupních dat, které čítají více než 1 milion jednotek reprezentujících pole referenčního gridu. Poslední faktor, který by mohl přispět ke zkvalitnění typologie krajiny, je rozšíření počtu a kvality vstupních datasetů. Konkrétně právě vrstva půdního pokryvu byla získána z celoevropské půdní databáze, která má pro svůj rozsah a složení z dílčích národních datasetů prostorové i taxonomické nedostatky, odstraňované již v autorčině bakalářské práci (Fňukalová, 2013). Typologie přírodní krajiny navíc postihuje pouze přírodní podmínky v zájmovém území, a k jejímu zpřesnění by mohly být využity také datasety reflektující působení člověka v krajině. Dá se tedy shrnout, že typologie krajiny by jako podklad pro další zkoumání vlivu gradientů přírodních podmínek na distribuci ekosystémových služeb, mohla být zkvalitněna změnou metody klastrování, rozšířením vstupních proměnných a identifikací

většího počtu krajinných typů.

7.1.2 Kritérium multifunkčnosti zelené infrastruktury

Multifunkčnost krajiny byla vyjádřena jako kapacita krajinného pokryvu poskytovat ekosystémové služby. Tyto služby byly expertně kvantifikovány na základě tříd krajinného pokryvu metodikou Burkharda et al. (2009). Kvantifikace pro třídy krajinného pokryvu je výhodná pro svou snadnou přenositelnost a využívána i pro výrazně menší regiony než je střední Evropa (Kopperoinen et al., 2015; Frélichová et al., 2014). Prvním arbitrárním krokem je samotný výběr konkrétních ekosystémových služeb. V případě této práce byly použity hodnoty regulačních služeb a ekologické integrity, což jsou vlastně podpůrné služby. Ekosystémové služby stejných skupin použili při vymezování zelené infrastruktury také Liqueste et al. (2015). Obě skupiny jsou v poklesu (MA, 2002) a jejich výběr tudíž naplňuje cíl ochrany ekosystémových služeb. Kapacita produkce těchto skupin služeb klesá s mírou antropogenního ovlivnění ekosystému a všeobecně koreluje s biodiverzitou (Cimon-Morin et al., 2013), jejíž ochrana je další prioritou zelené infrastruktury.

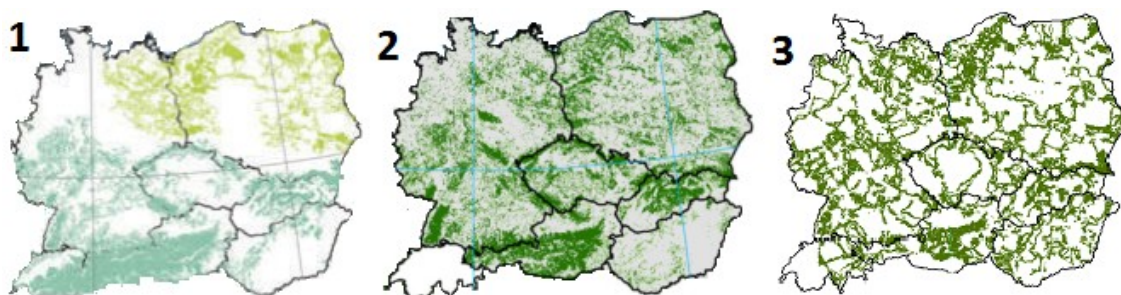
Právě biodiverzita ze skupiny ekologické integrity má však podle Egoh et al. (2009) negativní vztah (*trade-off*) s opylováním, které je v klasifikaci zařazeno mezi regulační služby. S problémem vztahů mezi ekosystémovými službami se tato ani žádná z citovaných prací při vymezování zelené infrastruktury nijak nevyrovnává. To koresponduje se zjištěním Garmendia et al. (2016), kteří analyzovali strategie pro zelenou infrastrukturu v Anglii. Z šedesáti prací použilo pro vymezení sítě 94 % prostý prostorový překryv datasetů, necelých 7 % zahrnuje také systematické vymezení koridorů reflektujících ekologické vztahy, a žádná z nich nebrala v úvahu vztah ekosystémových služeb zelené infrastruktury a biodiverzity. Podle doporučení Evropské komise (2013) by zelená infrastruktura sice měla být multifunkční, ale právě s biodiverzitou by v ideálním případě nikdy neměla vytvářet negativní vztah.

7.1.3 Kritérium vnitřní konektivity zelené infrastruktury

Druhým poznávacím znakem zelené infrastruktury je vnitřní konektivita. Význam vnitřní konektivity stojí na zachování genetické diverzity ekosystémů, které jsou díky tomu odolnější vůči případným výkyvům z rovnováhy a schopné dlouhodobě dodávat široké spektrum ekosystémových služeb. Tím pádem je výhodné, aby zelená infrastruktura fungovala i jako koridor umožňující rozšiřování a migraci druhů, a to hlavně v optice projekcí změn klimatu a land use (Maes et al., 2015). Metoda modelování ekologických koridorů v této práci je postavena na propojení jádrových zón na základě kombinace vhodnosti území podle kapacity ekosystémových služeb a eukleidovské vzdálenosti. Pokud jádrová zóna leží v krajině, která má relativně menší kapacitu poskytovat ekosystémové

služby, algoritmus vyhledá nejvhodnější koridor i tímto prostředím. Pokud jsou tedy jádrová území rozmístěná v krajině rovnoměrně, nedochází ke vzniku rozsáhlých regionů nepokrytých ekologickou sítí, jako je to u práce Mubareka et al. (2013) a částečně také u práce Liquete et al. (2015). Přístup koresponduje s tendencemi rozšiřovat ochranu přírody do všech oblastí bez ohledu na míru ovlivnění člověkem. Metodickým nedostatkem vymezení ekologické sítě je, že nebyla nepoužita bufferová zóna kolem zájmového území, což je v analýze konektivity běžné (např. Anděl et al., 2010). Koridory při vnějších hranicích zájmového území tak mohou být vymezeny s určitou mírou nepřesnosti, resp. neodpovídat nejvhodnější kombinaci prostupnosti krajiny a eukleidovské vzdálenosti k okolním jádrovým územím za těmito hranicemi.

7.2 Prostorové vymezení zelené infrastruktury



Obr. 29: Srovnání vymezení zelené infrastruktury v regionu střední Evropy podle (1) Mubareky et al. (2013); (2) Liquete et al. (2016); (3) výsledků této práce.

Zdroj: (1) upraveno podle Mubareka et al. (2016); (2) upraveno podle Liquete et al. (2015); (3) vlastní výsledky

Při porovnání návrhů sítě s dalšími pracemi identifikujícími zelenou infrastrukturu pro celou Evropu (Mubareka et al., 2013; Liquete et al., 2015), je viditelný rozdíl v rovnoměrnosti pokrytí území sítí (obr. 29). Zelená infrastruktura navržená v této práci je podobnější síti ekologických koridorů než-li přírodně hodnotným plochám udržujícím ekologickou stabilitu a resilienci krajiny. Proměnlivá hustota detekované sítě zelené infrastruktury a šířka jejích koridorů reflektuje prostorový výskyt relativně přírodních ekosystémů, resp. kapacitu ekosystémů poskytovat ekosystémové služby, ale také rozdíly v prostorovém rozložení a rozloze chráněných území považovaných za jádrové zóny, které jsou dané různými strategiemi jednotlivých států v ochraně přírody. Všechny tři práce se shodují na vhodnosti rozlehlého území Východních Alp, Tater, Schwarzwald, Bavorského lesa, Středoněmecké vysočiny nebo Meklenburské a Pomořanské jezerní plošiny. Práce Mubareky et al. (2013) i Liquete et al. (2015) však nechávají na mapě střední Evropy rozsáhlé nepokryté prostory. Nedostatečné pokrytí zůstává především v oblastech s malou

relativní výškovou členitostí, kde je vysoký vliv člověka a relativně malý podíl původních přírodních ekosystémů. Konkrétně se jedná například o Velkou uherskou a Severoněmeckou nížinu nebo německé a rakouské Podunají.

Málo srovnatelné je mezi návrhy zelené infrastruktury i mezi zájmovými státy území Švýcarska. Ze zelené infrastruktury dle Lique et al. (2015) je úplně vynecháno jako nečlenský stát EU. Mubareka et al. (2013) modeluje švýcarskou zelenou infrastrukturu nejjednodušším možným způsobem na základě přírodních a polopřírodních typů krajinného pokryvu, a síť tak kopíruje výše pojmenovaný trend, kdy je vymezena jen mimo člověkem nejvyužívanější krajiny. V této práci byla ve Švýcarsku vymezena nejmenší plocha zelené infrastruktury kvůli odlišnému systému ochrany přírody a vzájemné nesrovnatelnosti rozložení jádrových zón s ostatními státy.

7.3 Zelená infrastruktura jako prvek ochrany biodiverzity a ekosystémových služeb

Výběr lokalit soustavy Natura 2000 jako jádrových území je založen na potřebě realizace síťového propojení soustavy a doporučován Evropskou komisí (2013). Že by nástrojem pro úplnou implementaci Natury 2000 mohla být právě zelená infrastruktura, vychází ze zařazení biodiverzity mezi ekosystémové služby. O tom, zdali je zelená infrastruktura schopna tento cíl naplnit z funkčního hlediska, se vedou mnohé diskuze založené na poznatcích o vztahu biodiverzity, ekosystémových služeb a ostatních rolí zelené infrastruktury. Biodiverzita je navíc v současné době ochraňována pro svou existenciální hodnotu, zatímco ekosystémovým službám je přisuzována hodnota instrumentální. Ze strukturálního hlediska závisí schopnost zelené infrastruktury vytvořit konektivitu už na velikosti a rozmístění samotných jádrových lokalit. Například při srovnání Německa a České republiky je vidět, že v Německu způsob, jakým jsou lokality Natura 2000 navrženy, přímo určen k propojení do ekologické sítě, a zelená infrastruktura tam vytváří mezi jádrovými lokalitami množství koridorů. Na srovnatelně velkém území v České republice je přitom mezi několika lokalitami o větší průměrné rozloze vymezený počet koridorů v řádu jednotek. Schopnost zelené infrastruktury přispět k ochraně biodiverzity strukturální konektivitou krajiny tak může být do značné míry omezený právě prostorovým rozmístěním a velikostí jádrových lokalit, které by měly být propojeny.

Srovnání dálkových migračních koridorů a zelené infrastruktury ukazuje, že realizace funkční konektivity habitatů není skrze zelenou infrastrukturu úplná. Zelená infrastruktura je strukturální prvek v krajině, ale o tom, které lokality bude spojovat, rozhoduje výběr a navržení jádrových zón. Dá se říci, že pod většinou zelené infrastruktury leží migrační koridory, ale většina migračních koridorů neleží pod zelenou infrastrukturou. To platí zejména na území České republiky a Polska. V porovnání s ostatními pracemi vymezujícími zelenou infrastrukturu je však funkční konektivita krajiny na nadnárodním měřítku velmi dobrá. Např. Lique et al. (2015) sice použili modelování konektivity krajiny pomocí

ekologických koridorů, ale v dalším kroku z modelované sítě vybrali jen fragmenty na základě nejvyšších hodnot při prostorovém překryvu dvou datasetů. Zelená infrastruktura tak má v jejich podání spíše charakter izolovaných fragmentů než spojitě sítě.

Návrh zelené infrastruktury v této práci se skládá z několika segmentů fragmentovaných dálniční sítí. Na jejich rozhraní leží kritické body pro udržení dálkové konektivity zelené infrastruktury v měřítku střední Evropy. Mubareka et al. (2013) také identifikuje dva oddělené segmenty zelené infrastruktury v rámci zájmového území. Jejich prostorové umístění se však s výsledky této práce neshoduje.

Dalším cílem zelené infrastruktury je ochrana ekosystémových služeb. Realizace ekologické sítě identifikované na základě kapacity ekosystému poskytovat ekosystémové služby, by měla udržovat stabilní zásobování těmito službami. Aby však tato ochrana byla smysluplná, je nutné, aby ekosystémové služby kvantifikované jako pouhé potenciální kapacity, začaly být v plné šíři reálně využívány. To vznáší nové otázky nad správnou lokalizaci zelené infrastruktury. Nemá totiž smysl chránit ekosystémové funkce pro potenciální ekosystémové služby, které nejsou spotřebovány. Argumentem pro ochranu ekosystémových služeb uvažovaných v této práci je to, že ekologická integrita a regulační služby jsou v mnohých případech směřovány do sousedních, vzdálených nebo globálních oblastí, ale nejsou zpravidla využívány pouze lokálně (Fisher et al., 2009). Na základě tohoto poznatku má má smysl vymezovat zelenou infrastrukturu jako společnou strategicky plánovanou síť pro celou Evropu.

8 ZÁVĚR

Zelená infrastruktura je strukturálním prvkem ochrany přírody zaštiťujícím ochranu biodiverzity, ekosystémových služeb a přírodního kapitálu, ale i zelené ekonomiky, trvale udržitelného rozvoje a lidského blahobytu. Je postavena na myšlence získávání mnoha benefitů z jednoho jednotného plánování. Aktualizuje také přístup k ochraně přírody začleněním socioekologických měřítek a ekosystémových služeb, a zdůrazněním nutnosti ochrany ekosystémů a jejich funkcí ve všech krajinách gradientu ovlivnění člověkem. Její význam spočívá i v zastřešení a dokončení rozpracovaných strategií v současné ochraně přírody, přičemž v Evropě se konkrétně jedná zejména o realizaci propojení lokalit soustavy Natura 2000 v úplnou ekologickou síť.

V Evropě je vymezení zelené infrastruktury obzvlášť důležité s ohledem na to, že se jedná o hustě zalidněný kontinent s krajinou přeměněnou a intenzivně využívanou člověkem. Ve světle očekávané změny klimatu a land use je zelená infrastruktura klíčovým prvkem nutným k udržení současných hodnot ekosystémových služeb, které využíváme. Z pohledu ochrany biodiverzity prostorově rozšiřuje stávající možnosti ochrany přírody, nestaví ji do protikladu se socioekonomickým rozvojem a může pomoci udržovat dálkové migrační koridory a realizovat propojení lokalit Natura 2000 v úplnou ekologickou síť. Vymezení zelené infrastruktury je také součástí cílů Evropské strategie pro biodiverzitu k roku 2020.

Úskalím v konceptu zelené infrastruktury může být až příliš široká definice a vysoké množství cílů, které si najednou klade. Jako nejrizikovější je vnímáno zapojení ochrany biodiverzity z hlediska trade-offs s ostatními cíli a kontrastu existenciální a instrumentální hodnoty těchto proměnných. Dosud není jasně nastaveno, jakým způsobem by měla být zelená infrastruktura udržována. Síť by měla spíše chránit stávající stav a nastavovat neintenzivní trvale udržitelné formy managementu než konzervovat restriktivním způsoby ochrany. Jak ale poznamenává Boitani et al. (2007), v praxi se často preferují jednorázová a jednoduše identifikovatelná řešení. Nalezení a nastavení fungujícího systému ochrany této sítě, stejně jako ohodnocení správnosti jejího prostorové vymezení vzhledem ke spotřebě ochraňovaných ekosystémových služeb, je proto výzvou pro další výzkum zelené infrastruktury.

SEZNAM LITERATURY & ZDROJŮ

- Alessa, L., & Chapin, F. S. (2008). Anthropogenic biomes: a key contribution to earth-system science. *Trends in Ecology and Evolution*, 23(10), 529–531.
- Anděl, P., Gorčicová, I., Hlaváč, V., Miko, L., & Andělová, H. (2005). *Hodnocení fragmentace krajiny dopravou. Metodická příručka*. Liberec: EVERNIA s.r.o. 67 s.
- Anděl P., Mináriková T. a Andreas M. (eds.) 2010: *Ochrana průchodnosti krajiny pro velké savce*. Liberec: EVERNIA s.r.o. 137 s .
- Anderson, B. J., Armsworth, P. R., Eigenbrod, F., Thomas, C. D., Gillings, S., Heinemeyer, A., Roy, D. B., Gaston, K. J. (2009). Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. *Journal of Applied Ecology*, 46, 888–896.
- Angermeier, P.L., Karr, J.R., 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. *BioScience*, 44(10), 690–697.
- Balvanera, P., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Ricketts, T. H., Bailey, S.-A., Kark, S., Kremen, C., Pereira, H. (2001). Conserving Biodiversity. *Science*, 291(5511), 2047.
- Beier, P., & Brost, B. (2010). Use of Land Facets to Plan for Climate Change: Conserving the Arenas, Not the Actors. *Conservation Biology*, 24(3), 701–710.
- Beier, P., & Noss, R. F. (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12(6), 1241–1252.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12, 1–11.
- Bennett, G. 2004. Integrating biodiversity conservation and sustainable use. Lessons learned from ecological networks. Switzerland, Gland: World Conservation Union (IUCN).
- URL <<https://portals.iucn.org/library/efiles/edocs/2004-002.pdf>> cit. 17.7. 2016
- Boitani, L., Falcucci, A., Maiorano, L., & Rondinini, C. (2007). Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation. *Conservation Biology*, 21(6), 1414–1422.
- Bonnin, M., Bruszik, A., Delbeare, B., Lethier, H., Richard, D., Rientjes, S., van Unden, G., Terry, A. (2007): *The Pan-European Ecological Network: taking stock*. Belgie: Council of Europe Publishing. 116 s.

URL

- <https://books.google.cz/booksid=ZLfDHHw4_vsC&printsec=frontcover&hl=cs&source=gbg_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false> cit. 17.7. 2016
- Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J. (2000). *Definice tříd CLC*.
- URL <[http://www-1.sysnet.cz/_C12572EA0043144E.nsf\\$pid/CPRJ6VKC57MR\\$FILE/Katalog_CZ.pdf](http://www-1.sysnet.cz/_C12572EA0043144E.nsf$pid/CPRJ6VKC57MR$FILE/Katalog_CZ.pdf)> cit. 8.8. 2016
- Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63, 616–626.
- Braat, L., ten Brink, P. Eds. (2008). *The Cost of Policy Inaction*. Alterra, Wageningen. URL <http://www.ieep.eu/assets/395/copi_final_report_jun.pdf> cit. 10.6. 2016
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., & Müller, F. (2014). Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landscape Online*, 34, 1–32.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W. (2009). Landscapes' Capacities to Provide Ecosystem Services – a Concept for Land-Cover Based Assessments. *Landscape Online*, 15, 1–22.
- Butchart, S. H. M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J. P. W., Almond, R. E. A., et al. (2010). Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science*, 328, 1164–1168.
- Castro, A. J., Martín-López, B., López, E., Plieninger, T., Alcaraz-Segura, D., Vaughn, C. C., & Cabello, J. (2015). Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. *Applied Geography*, 60, 1–9.
- Cimon-Morin, J., Darveau, M., & Poulin, M. (2013). Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. *Biological Conservation*, 166, 144–154.
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141, 350–352.
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(15), 253–260.
- Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemsen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E. G., Martín-López, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M. A., Maes, J. (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4–14.
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393–408.
- De Groot, R. S. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in

- planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 75, 175–186.
- De Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, 260–272.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Bode, M., & Richardson, D. M. (2009). Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation*, 142, 553–562.
- Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A. T., Cowling, R. M., van Jaarsveld, A. S., & Welz, A. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics*, 63(4), 714–721.
- Eigenbrod, F., Armsworth, P. R., Anderson, B. J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D. B., Thomas, Ch. D., Gaston, K. J. (2010). The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*, 47, 377–385.
- Ellis, E. C., & Ramankutty, N. (2008). Putting people in the map: Anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8), 439–447.
- Evropská komise. (2011). *The EU Biodiversity Strategy to 2020*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 28 s. ISBN 978-92-79-20762-4
- Evropská komise. (2012). *The multifunctionality of green infrastructure. In-depth Reports*. URL <http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/Green_Infrastructure.pdf> cit. 10. 7. 2016
- Evropská komise. (2013). *Sdělení Komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů Zelená infrastruktura – zlepšování přírodního kapitálu Evropy*. [česky] Brusel: COM ed. 11 s.
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68, 643–653.
- Fňukalová, E. (2013): *Typologie krajiny Střední Evropy – vztah přírodních podmínek a kvality krajiny z hlediska potenciálu ekosystémových služeb*. Bakalářská práce. Praha. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce Dušan Romportl.
- Frélichová, J., Vačkář, D., Pártl, A., Loučková, B., Harmáčková, Z. V., Lorencová, E. (2014). Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosystem Services*, 8, 110–117.
- Garmendia, E., Apostopoulou, E., Adams, W. M., Bormpoudakis, D. (2016): Biodiversity and Green Infrastructure in Europe: Boundary Object or Ecological Trap? *Land Use Policy*, 56, 315–319.
- Goldman, R. L., Tallis, H., Kareiva, P., & Daily, G. C. (2008). Field evidence that ecosystem service projects support biodiversity and diversify options. *PNAS*, 105(27), 9445–9448.

- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In D. Raffaelli & C. Frid (Eds.), *Ecosystem Ecology: a new synthesis* (BES Ecolog, pp. 110–139). Cambridge: Cambridge University Press.
- Haslett, J. R., Berry, P. M., Bela, G., Jongman, R. H. G., Pataki, G., Samways, M. J., & Zobel, M. (2010). Changing conservation strategies in Europe: a framework integrating ecosystem services and dynamics. *Biodiversity Conservation*, 19, 2963–2977.
- Heal, G. (2000). Valuing ecosystem services. *Ecosystems*, 3, 24–30.
- Chan, K. M. A., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C., & Daily, G. C. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, 4(11), 2139–2152.
- IUCN (1994): *Guidelines for Protected Areas categories*. Switzerland, Gland and UK, Cambridge: IUCN.
- URL<<https://portals.iucn.org/library/efiles/html/BP8-sustainabletourism/section7f12.html>>
cit. 23.3.2016
- IUCN (2010): *50 Years of Working for Protected Areas: A brief history of IUCN World Commission on Protected Areas*. Switzerland, Gland: IUCN.
- URL <https://cmsdata.iucn.org/downloads/history_wcpa_15july_web_version_1.pdf>
cit. 5.4. 2016
- Jacobs, S., Burkhard, B., Van Daele, T., Staes, J., & Schneiders, A. (2015). “The Matrix Reloaded”: A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 296, 21–30.
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115–130.
- Jongman, R. H. G., Bouwma, I. M., Griffioen, A., Jones-Walters, L., & Van Doorn, A. M. (2011). The Pan European Ecological Network : PEEN. *Landscape Ecology*, (26), 311–326.
- Jopke, C., Kreyling, J., Maes, J., & Koellner, T. (2014). Interactions among ecosystem services across Europe: Bagplots and cumulative correlation coefficients reveal synergies, trade-offs, and regional patterns. *Ecological Indicators*, 49, 46–52.
- Joppa, L. N., & Pfaff, A. (2009). High and far: Biases in the location of protected areas. *PLoS One*, 4(12), 1–6.
- Kallis, G., Gómez-Baggethun, E., & Zografos, C. (2013). To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics*, 94, 97–105.
- Kareiva, P., & Marvier, M. (2012). What is conservation science? *Articles*, 62(11), 962–969.
- Kati, V., Hovardas, T., Dieterich, M., Ibisch, P. L., Mihok, B., & Selva, N. (2015). The challenge of implementing the European network of protected areas Natura 2000. *Conservation Biology*, 29(1), 260–270.

- Kienast, F., Bolliger, J., Potschin, M., De Groot, R. S., Verburg, P. H., Heller, I., Wascher, D., Haines-Young, R. (2009). Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: Insights gained from a prototype development for Europe. *Environmental Management*, 44, 1099–1120.
- Kopperoinen, L., Itkonen, P., & Niemela, J. (2014). Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. *Landscape Ecology*, 29, 1361–1375.
- Lavorel, S., & Grigulis, K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *Journal of Ecology*, 100, 128–140.
- Lee, H., & Lautenbach, S. (2016). A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecological Indicators*, 66, 340–351.
- Lepš, J., Šmilauer, P. (2000). *Mnohorozměrná analýza ekologických dat*. České Budějovice: Biologická fakulta Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích. 102 s.
- Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizzetti, B., Olah, B., & Zulian, G. (2015). Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environmental Science & Policy*, 54, 268–280.
- Maes, J., Barbosa, A., Baranzelli, C., Zulian, G., Batista e Silva, F., Vandecasteele, I., Hiederer, R., Liquete, C., Paracchini, M. L., Mubareka, S., Jacobs-Crissoni, Ch., Castillo, C. P., Lavalle, C. (2015). More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. *Landscape Ecology*, 30(3), 517–534.
- Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liquete, C., Vihervaara, P., Schagner, J. P., Grizzetti, B., et al. (2012a). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1, 31–39.
- Maes, J., Paracchini, M. L., Zulian, G., Dunbar, M. B., & Alkemade, R. (2012b). Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, 155, 1–12.
- Maiorano, L., Falcucci, A., Garton, E. O., & Boitani, L. (2007). Contribution of the Natura 2000 Network to Biodiversity Conservation in Italy. *Conservation Biology*, 21(6), 1433–1444.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243–253.
- McDonald, Leigh Anne, Allen, W. L., Benedict, M. A., & O’Conner, K. (2005). Green Infrastructure Plan Evaluation Frameworks. *Journal of Conservation Planning*, 1, 6–25.
- McRae, B. H., Hall, S. A., Beier, P., Theobald, D. M. (2012): Where to Restore Ecological Connectivity? Detecting Barriers and Quantifying Restoration Benefits. *PLOS One*, 7, 12, 1-12
- [MA] Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*.
- Mubareka, S., Estreguil, C., Baranzelli, C., Gomes, C. R., Lavalle, C., & Hofer, B. (2013). A land-use-based modelling chain to assess the impacts of Natural Water Retention Measures on

- Europe's Green Infrastructure. *International Journal of Geographical Information Science*, 27(9), 1740–1763.
- Müller, F., Jones, K. B., Krauze, K., Li, B.-L., Victorov, S., Petrosillo, I., ... Kepner, W. G. (2008). Contribution of Landscape Sciences to the Development of Environmental Security. In I. Petrosillo, F. Müller, K. B. Jones, G. Zurlini, K. Krauze, B.-L. Li, ... W. G. Kepner (Eds.), *Use of Landscape Sciences for the Assessment of Environmental Security*. (pp. 1–17). Dodrecht: Springer Netherlands.
- Opermanis, O., MacSharry, B., Aunins, A., & Sipkova, Z. (2012). Connectedness and connectivity of the Natura 2000 network of protected areas across country borders in the European Union. *Biological Conservation*, 153, 227–238.
- Opermanis, O., MacSharry, B., Evans, D., & Sipkova, Z. (2013). Is the connectivity of the Natura 2000 network better across internal or external administrative borders? *Biological Conservation*, 166, 170–174.
- Palomo, I., Montes, C., Martín-López, B., González, J. A., García-Llorente, M., Alcorlo, P., & Mora, R. M. G. (2014). Incorporating the social–ecological approach in protected areas in the Anthropocene. *BioScience*, 1–11.
- Petrosillo, I., Zaccarelli, N., Semeraro, T., & Zurlini, G. (2009). The effectiveness of different conservation policies on the security of natural capital. *Landscape and Urban Planning*, 89, 49–56.
- Rands, M. R. W., Adams, W. M., Bennun, L., Butchart, S. H. M., Clements, A., Coomes, D., ... Vira, B. (2010). Biodiversity conservation: Challenges beyond 2010. *Science*, 329, 1298–1303.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., & Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(11), 5242–5247.
- Reyers, B., Polasky, S., Tallis, H., Mooney, H. A., & Larigauderie, A. (2012). Finding common ground for biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 62(5), 503–507.
- Ridder, B. (2008). Questioning the ecosystem services argument for biodiversity conservation. *Biodiversity Conservation*, 17, 781–790.
- Rodrigues, A. S. L., Andelman, S. L., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., ... Yan, X. (2004). Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428, 640–643.
- Samways, M. J., Bazelet, C. S., & Pryke, J. S. (2010). Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity Conservation*, 19, 2949–2962.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2005): *Handbook of the Convention on Biological Diversity*. 3 vydání. Londýn: Earthscan.
- URL <<https://www.cbd.int/doc/handbook/cbd-hb-all-en.pdf>> cit. 27. 7. 2016

- Schulp, C. J. E., Burkhard, B., Maes, J., Van Vliet, J., & Verburg, P. H. (2014). Uncertainties in ecosystem service maps: A comparison on the European scale. *PLoS ONE*, 9(10), 1–11.
- Snäll, T., Lehtomäki, J., Arponen, A., Elith, J., & Moilanen, A. (2016). Green Infrastructure Design Based on Spatial Conservation Prioritization and Modeling of Biodiversity Features and Ecosystem Services. *Environmental Management*, 57, 251–256.
- SPSS Inc. (2001): The SPSS TwoStep Cluster Component. A scalable component enabling more efficient customer segmentation. White paper - technical report.
- URL <http://www.spss.ch/upload/1122644952_The%20SPSS%20TwoStep%20Cluster%20Component.pdf> cit. 2.8. 2016
- Tallis, H., & Polasky, S. (2009). Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Annals of the New York Academy of Science*, 1162, 265–283.
- [TEEB] The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.
- Tillmann, J. E. (2005). Habitat fragmentation and ecological networks in Europe. *Gaia*, 14(2), 119–123.
- Troy, A., & Wilson, M. A. (2006). Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, 60, 435–449.
- Václavík, T., Lautenbach, S., Kuemmerle, T., & Seppelt, R. (2013). Mapping global land system archetypes. *Global Environmental Change*, 23(6), 1637–1647.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., Melillo, J. M. (1997) Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325), 494-499.
- Villa, F., Ceroni, M., Bagstad, K., Johnson, G., & Krivov, S. (2009). ARIES (ARTificial Intelligence for Ecosystem Services): a new tool for ecosystem services assessment, planning, and valuation. In *11Th annual BIOECON conference on economic instruments to enhance the conservation and sustainable use of biodiversity, conference proceedings*. (pp. 1–10). Venice, Italy.
- Vrebos, D., Staes, J., Vandenbroucke, T., D'Haeyer, T., Johnston, R., Muhumuza, M., ... Meire, P. (2015). Mapping ecosystem service flows with land cover scoring maps for data-scarce regions. *Ecosystem Services*, 13, 28–40.
- Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions.
- Wright, H. (2011). Understanding green infrastructure : the development of a contested concept in England. *Local Environment*, 16(10), 1003–1019.
- Zeller, K. a., McGarigal, K., & Whiteley, A. R. (2012). Estimating landscape resistance to movement: a review. *Landscape Ecology*, 27, 777–797.

Webové stránky

CICES V4.3

URL <http://cices.eu/content/uploads/sites/8/2015/09/CICES-V4-3-_17-01-13a.xlsx> cit. 13.3. 2016

Zdroje prostorových datasetů

CORINE Land Cover 2012 v18.4

URL <<http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012>> staženo 18.2. 2016

WorldClim v1.4: Mean Temperature, Precipitation.

URL <<http://www.worldclim.org>> cit. 11.1. 2013

GTOPO30.

URL <<http://eros.usgs.gov>> cit. 11.1. 2013

European Soil Database v2.0: SGDBE.

URL<<http://eurosoils.jrc.ec.europa.eu>> cit. 11.1. 2013

NATURA 2000

URL <<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/natura-6>> staženo 18.2. 2016

EMERALD Network

URL <<https://opendata.swiss/en/dataset/smaragd-gebiete>> cit. 20.2. 2016

OpenStreetMap contributors. (2015)

URL <<http://download.geofabrik.de/europe.html>> cit. 20.2. 2016